

Abschlussbericht der Studie

Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic®

für

Proganic GmbH & Co. KG

Oliver Schmid
Münchner Straße 41
86641 Rain am Lech

Tel. 09090-96 98 0
Fax 09090-96 98 50
Email: Schmid@propper.de



vorgelegt von

nova-Institut GmbH

Dipl.-Umweltwissenschaftler Roland Essel
Dipl.-Physiker Michael Carus
Chemiepark Knapsack
Industriestraße 300
50354 Hürth

Tel. 02233-48-14 40
Fax 02233-48-14 50
Email: Roland.Essel@nova-Institut.de
Michael.Carus@nova-Institut.de

Internet: www.nova-Institut.eu

Stand: 05. März 2012

Inhalt

INHALT	2
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	3
TABELLENVERZEICHNIS	4
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	5
1 EINLEITUNG	6
2 ZIEL UND UMFANG DER STUDIE	7
3 UNTERSUCHUNGSMETHODE	8
3.1 LITERATURRECHERCHE	8
3.2 GÜTE UND BELASTBARKEIT DER STUDIEN	9
3.3 DESKRIPTIVE STATISTIK UND MODELLBERECHNUNGEN	11
4 ERGEBNISSE	13
4.1 ANZAHL UND MERKMALE DER BETRACHTETEN STUDIEN	13
4.1.1 POLYLACTIDE (PLA)	13
4.1.2 POLYHYDROXYALKANOATE (PHA)	16
4.2 UMWELTBELASTUNG DURCH DIE HERSTELLUNG BIO-BASIERTER POLYMERE	18
4.2.1 POLYLACTIDE (PLA)	20
4.2.2 POLYHYDROXYALKANOATE (PHA)	21
4.2.3 VERGLEICH ZU PETROCHEMISCHEN KUNSTSTOFFEN	22
4.3 EINSPARUNG FOSSILER RESSOURCEN BEI DER PRODUKTION BIO-BASIERTER POLYMERE	25
4.4 EINSPARUNG VON TREIBHAUSGASEMISSIONEN BEI DER PRODUKTION BIO-BASIERTER POLYMERE	26
5 DISKUSSION	28
5.1 LEBENSWEGBETRACHTUNG	28
5.2 METHODENBETRACHTUNG	32
5.3 BEDEUTUNG DER ERGEBNISSE FÜR PROGANIC®	36
6 FAZIT	40
LITERATUR	41

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Vergleich des fossilen Ressourcenverbrauchs zwischen PLA und petrochemischen Kunststoffen (in Anlehnung an Groot & Borén 2010)	10
Abbildung 2:	Vergleich der Umweltbelastung durch die Produktion bio-basierter und petrochemischer Polymere in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel	18
Abbildung 3:	Vereinfachte Darstellung der Umweltbelastung von bio-basierten und petrochemischen Polymeren in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel	19
Abbildung 4:	Fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe	23
Abbildung 5:	Das Treibhauspotenzial bei der Herstellung von PHA, PLA und Proganic® im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe	25
Abbildung 6:	Einsparung von fossilen Ressourcen bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe	26
Abbildung 7:	Einsparung von Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe	27
Abbildung 8:	Entwicklung des Verbrauchs fossiler Ressourcen bei der Herstellung von PLA (vgl. Vink et al. 2003, 2007, 2010)	31
Abbildung 9:	Ergebnisse einer Ökobilanzstudie in verschiedenen Umweltwirkungskategorien (vgl. Kauertz et al. 2011)	33
Abbildung 10:	Auswirkung unterschiedlicher Allokationsmethoden auf die Ergebnisse einer Ökobilanz für die Herstellung von PLA aus Zuckerrübe und Weizenkorn (vgl. Mortimer et al. 2010)	34
Abbildung 11:	Auswirkung des CO ₂ -Speichereffekts auf die Treibhausgasbilanz bei der Herstellung von PLA	35
Abbildung 12:	Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Proganic® im Vergleich zu bio-basierten und petrochemischen Polymeren	37
Abbildung 13:	Umweltbelastung bei der Herstellung von Proganic® im Vergleich zu bio-basierten und petrochemischen Polymeren in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel	38
Abbildung 14:	Vergleich der Umweltwirkungen verschiedener Polymere und Proganic® in den Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch	39

Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1:</i>	<i>Aspekte und Kriterien der Untersuchungssystematik</i>	9
<i>Tabelle 2:</i>	<i>Betrachtete Umweltwirkungen in der Produktion von PLA und PHA</i>	10
<i>Tabelle 3:</i>	<i>Vergleich des Treibhauspotenzials ausgewählter Gase (vgl. IPCC 2001)</i>	11
<i>Tabelle 4:</i>	<i>Übersicht recherchierter Studien für Polylactide (PLA)</i>	14
<i>Tabelle 5:</i>	<i>Merkmale der analysierten PLA-Studien</i>	15
<i>Tabelle 6:</i>	<i>Übersicht recherchierter Studien für Polyhydroxyalkanoate (PHA)</i>	16
<i>Tabelle 7:</i>	<i>Merkmale und Besonderheiten der analysierten PLA-Studien</i>	17
<i>Tabelle 8:</i>	<i>Treibhauspotenzial und Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von Polylactiden (PLA)</i>	20
<i>Tabelle 9:</i>	<i>Treibhauspotenzial und Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von Polyhydroxyalkanoaten (PHA)</i>	21
<i>Tabelle 10:</i>	<i>Fossiler Ressourcenverbrauch für die Produktion von petrochemischen Kunststoffen</i>	22
<i>Tabelle 11:</i>	<i>Treibhauspotenzial bei der Herstellung von petrochemischen Kunststoffen</i>	24
<i>Tabelle 12:</i>	<i>Rangbildung der nachwachsenden Rohstoffe aufgrund der spezifischen Treibhausgasemissionen bei der Produktion von PLA und PHA</i>	28
<i>Tabelle 13:</i>	<i>Vergleich der Treibhausgasemissionen beim Anbau von Zuckerrübe und Weizenkorn als Rohstoffbasis für die Produktion von PLA (vgl. Mortimer 2010)</i>	30
<i>Tabelle 14:</i>	<i>Vergleich der Emissionsfaktoren für CO₂-Emissionen bei unterschiedlichen Transportprozessen (vgl. Mortimer 2010)</i>	30
<i>Tabelle 15:</i>	<i>Auswirkungen der Rohstoffbasis und der landwirtschaftlichen Nutzung auf das Treibhauspotenzial und den Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von PHA (vgl. Kim & Dale 2005)</i>	32
<i>Tabelle 16:</i>	<i>Ergebnisse einer Modellberechnung der Umweltwirkungen des Biowerkstoffes Proganic®</i>	38

Abkürzungsverzeichnis

GWP	=	engl. <i>global warming potential</i> , Treibhauspotenzial
ISO	=	Internationale Organisation für Normung
kg	=	Kilogramm
LCA	=	engl. <i>life cycle assessment</i> , Ökobilanz
MJ	=	Megajoule
PE	=	Polyethylen
PET	=	Polyethylenterephthalat
PHA	=	Polyhydroxyalkanoate
PHB	=	Polyhydroxybuttersäure
PLA	=	Poly lactide
PP	=	Polypropylen
PS	=	Polystyrol
PC	=	Polycarbonate

1 Einleitung

Der Ressourcenverbrauch nicht erneuerbarer, fossiler Rohstoffe nimmt einen zentralen Stellenwert in den derzeitigen politischen Debatten ein: Einerseits führt die Emission von Treibhausgasen aus der energetischen Nutzung dieser Ressourcen nach wissenschaftlichen Erkenntnissen zu ernsthaften Auswirkungen auf das globale Klimasystem mit unvorhersehbaren Konsequenzen für die Weltbevölkerung. Andererseits führt die Verknappung der Rohstoffe zu steigenden Rohstoffpreisen, ökonomischen Abhängigkeiten und politischen Unruhen. Kunden legen deshalb vermehrt Wert auf den Kauf von ökologisch und ethisch vertretbaren Produkten (*Lifestyle of Health and Sustainability*, LOHAS).

Poly lactide (*Poly lactic acid*, PLA) und Polyhydroxyfettsäuren (*Polyhydroxyalkanoate*, PHA, und speziell *Polyhydroxybutyrate*, PHB) sind bio-basierte Substitute für eine Vielzahl von Materialien, die bisher auf Basis petrochemischer Rohstoffe hergestellt werden. Durch den Einsatz von PLA und PHA in der Produktion von Proganic® können im Vergleich zum Einsatz petrochemischer Rohstoffe ökologische Vorteile entstehen, wie zum Beispiel die Reduktion von Treibhausgasemissionen. Das Verfahren der Ökobilanz (*Life Cycle Assessment*, LCA) wird dazu eingesetzt, die ökologischen Auswirkungen eines Produktsystems zu erfassen. Die Ergebnisse solcher Ökobilanzen lassen aufgrund der spezifischen Festlegung der jeweiligen Untersuchungsrahmen und der damit einhergehenden Annahmen jedoch nur punktuelle Aussagen zu, wie zum Beispiel die Vermeidung von Treibhausgasemissionen in der Produktion von Gießkannen auf Basis von PLA im Vergleich zur Produktion von Gießkannen auf Basis von Polypropylen (*polypropylene*, PP). Gleichzeitig ist die Erstellung von Ökobilanzen auf Basis der international anerkannten Norm DIN EN ISO 14040 aufwändig und teuer.

Eine Meta-Analyse verschiedener Ökobilanzen für Bio-Polymere in der Produktion von Proganic® macht es im Gegensatz zur Betrachtung einer einzelnen Ökobilanz möglich, eine Übersicht über ökologische Vor- und Nachteile des Einsatzes von PLA und PHA im Vergleich zum Einsatz von PP und anderen Kunststoffen auf petrochemischer Basis darzustellen.

Die Meta-Analyse ist eine statistische Methode, um Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den Ergebnissen verschiedener Studien darzustellen und die Gründe für deren Ausprägung zu analysieren. Für die vorliegende Studie wird die Meta-Analyse dazu eingesetzt, die Ergebnisse der derzeit verfügbaren Ökobilanz-Studien zu PLA sowie PHA/PHB auszuwerten. Dadurch ist eine Generalisierung von Aussagen möglich und die Ableitung sinnvoller Schlussfolgerungen bezüglich der Stärken und Schwächen der analysierten Produktsysteme durchführbar.

Der vorliegende Abschlussbericht ist das Ergebnis einer Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere, die von der nova-Institut GmbH für die Proganic GmbH & Co. KG im Zeitraum von Oktober 2011 bis Januar 2012 durchgeführt worden ist.

2 Ziel und Umfang der Studie

Das Ziel der Studie besteht darin, die ökologischen Auswirkungen in der Produktion von Proganic® mit Hilfe einer Meta-Analyse von Ökobilanzen zu erfassen und zu bewerten. Der Umfang dieser Meta-Analyse umfasst mehr als 30 Studien zur ökologischen Bewertung der Produktion (Material- und Energieströme, Vorprodukte) von Polylactiden (PLA) und Polyhydroxyfettsäuren (PHA). Aufgrund der besonderen Bedeutung der Themen fossiler Ressourcenverbrauch und Klimaschutz in der öffentlichen Debatte ist der inhaltliche Fokus der Meta-Analyse auf zwei Kategorien ökologischer Auswirkungen beschränkt (vgl. Kapitel 3):

➤ **Fossiler Ressourcenverbrauch**

Der fossile Ressourcenverbrauch wird zwischen der Produktion von PHA / PHB und PLA sowie der Produktion ihrer petrochemischen Pendanten Polyethylen (*polyethylene*, PE), Polyethylenterephthalat (*polyethylene terephthalat*, PET), Polypropylen (*polypropylene*, PP), Polystyrol (*polystyrene*, PS) und Polycarbonat (*polycarbonate*, PC) verglichen, um darzustellen, welche dieser Kunststoffe geringere Mengen fossiler Ressourcen in deren Produktion benötigen.

➤ **Klimawandel**

Die Emission von Treibhausgasen wird zwischen der Produktion von PHA / PHB und PLA sowie der Produktion ihrer petrochemischen Pendanten PE, PET, PP, PS und PC verglichen, um darzustellen, welche dieser Kunststoffe den Ausstoß einer geringeren Menge an Treibhausgasen verursacht.

Mit Hilfe der Ergebnisse der Meta-Analyse sollen Aussagen darüber getroffen werden, ob und in welchem Maße sich der Verbrauch fossiler Ressourcen in der Produktion von PHA / PHB und PLA im Vergleich zu den analysierten petrochemischen Kunststoffen unterscheidet. Weiterhin sollen ökologische Vor- und Nachteile hinsichtlich der Emission von Treibhausgasen in der Produktion von PHA und PLA im Vergleich zu den analysierten petrochemischen Kunststoffen untersucht werden.

3 Untersuchungsmethode

In der Meta-Analyse werden Ökobilanz-Studien für PHA / PHB und PLA ausgewertet und mit Ökobilanz-Studien der petrochemischen Kunststoffe PE, PET, PP, PS und PC verglichen, um belastbare Aussagen über ökologische Vor- und Nachteile der Produkte darzustellen. Das folgende Kapitel beschreibt die zugrunde liegenden Arbeitsschritte der Untersuchungsmethode.

3.1 Literaturrecherche

In einem ersten Arbeitsschritt wurden verfügbare Ökobilanzen sowie Studien zur Umweltbewertung von PLA und PHA recherchiert und beschafft. Zum einen wurde dafür in Datenbanken recherchiert, die bibliographische Angaben über begutachtete Artikel aus wissenschaftlichen Zeitschriften bereit halten. Dazu zählen unter anderem die Datenbanken „ISI Web of Knowledge“ von Thomson Reuters¹ sowie die online-Plattformen von Elsevier B.V.², Springer-Verlag GmbH³ und John Wiley & Sons Inc.⁴. Weiterhin wurden die Internet-Suchmaschinen „Google“⁵ und „Google scholar“⁶ genutzt, um graue Literatur in Form von öffentlichen Gutachten, Arbeitspapieren oder Tagungsberichten zu erfassen. Neben diesen Quellen wurden weitere Studien aus der Privatwirtschaft durch direkte Kontaktaufnahme mit Unternehmen (NatureWorks, Mirel, Danone, Purac, etc.) beschafft, um aktuelle Trends und Ergebnisse aus der Wirtschaft in die Meta-Analyse mit einzubeziehen.

Die Referenzwerte für petrochemische Kunststoffe wurden mit der gleichen Methode recherchiert. Hauptquelle für Informationen war dabei das Portal der europäischen Kunststoffindustrie (u. a. Bousted 2000), das unter der Internetadresse „www.plasticseurope.org“ zu finden ist. Bei dieser Quelle handelt es sich bereits um Mittelwerte einer Stichprobe europäischer Produktionsstandorte. Das bedeutet einerseits, dass es in Europa einzelne Standorte gibt, die eine geringere Umweltbelastung hervorrufen. Andererseits rufen andere Produktionsstandorte zum Teil eine deutlich höhere Umweltbelastung hervor. Aus diesem Grund wurde nach Möglichkeit neben den Werten von PlasticsEurope ein weiterer Referenzwert für jeden petrochemischen Kunststoff recherchiert, um damit ein möglichst realistisches Bild der petrochemischen Kunststoffproduktion abzubilden und die Variationsbreite zwischen petrochemischen und bio-basierten Kunststoffen vergleichen zu können.

Insgesamt wurden auf diese Weise mehr als 30 Studien recherchiert und in der Meta-Analyse ausgewertet. Alle in der vorliegenden Studie berücksichtigten Studienergebnisse zur Umweltbelastung von bio-basierten Polymeren und petrochemischen Kunststoffen sind in Kapitel 4 abgebildet. Die jeweiligen Quellen sind im Literaturverzeichnis aufgeführt.

¹ <http://wokinfo.com>

² <http://www.sciencedirect.com>

³ <http://www.springerlink.com>

⁴ <http://onlinelibrary.wiley.com>

⁵ <http://www.google.de>

⁶ <http://scholar.google.de>

3.2 Güte und Belastbarkeit der Studien

In einem zweiten Arbeitsschritt wurden alle recherchierten Studien auf ihre Güte und Belastbarkeit untersucht. Tabelle 1 gibt eine Auswahl der eingesetzten Kriterien der zugrunde liegenden Untersuchungssystematik wieder.

Tabelle 1: Aspekte und Kriterien der Untersuchungssystematik

Aspekte der Untersuchungssystematik	Kriterien
Untersuchungsrahmen	z. B. ISO 14040, unternehmerischer Verhaltenskodex, etc.
Beschreibung des Untersuchungsziels	z. B. Absicht, Zielgruppe, etc.
Beschreibung des Untersuchungsrahmens	z. B. funktionelle Einheit, Systemgrenzen, etc.
Beschreibung der Sachbilanzgrößen	z. B. Emissionen, Abfallströme, etc.
Beschreibung der Datenqualität	z. B. Zeitpunkte der Datenerhebung, Einsatz generischer Daten, Raumbezug, etc.
Beschreibung der Umweltwirkungen	z. B. Klimawandel, Eutrophierung, etc.
Evaluierung / Bewertung der Ergebnisse	z. B. Normalisierung, Gewichtung, etc.
Durchführung einer Überprüfung	z. B. externes „critical review“, internes Qualitätsmanagement, etc.

Die in der Meta-Analyse betrachteten Studien unterscheiden sich aufgrund ihrer individuellen Annahmen und Methoden, insbesondere in den zugrunde liegenden Annahmen für Systemgrenzen, funktionelle Einheiten, Allokationsverfahren sowie den eingesetzten Wirkungsabschätzungsmethoden. Grundsätzlich wurden in der Meta-Analyse jedoch keine Korrekturen oder Änderungen der in den untersuchten Studien angegebenen Werte vorgenommen.

Bei den betrachteten Studien handelt es sich um so genannte „*cradle to gate*“-Analysen, d. h. die betrachteten Umweltwirkungen werden von der Wiege (z. B. Anbau der nachwachsenden Rohstoffe) bis zum Werkstor (z. B. Bereitstellung der Kunststoff-Granulate) analysiert. Alle daran anschließenden Abschnitte des Produktlebensweges, wie z. B. die Nutzungsphase oder die Entsorgungsphase, bleiben somit in den meisten Studien unberücksichtigt.

In der Meta-Analyse wurden ausschließlich die Studien berücksichtigt, die ein Minimum an methodischen Hintergrundinformationen bereitstellen, daneben quantitative Werte von Umweltwirkungen in mindestens einer der betrachteten Wirkungskategorien „fossiler Ressourcenverbrauch“ oder „Klimawandel“ beinhalten und zudem nicht vor dem Jahr 2000 publiziert worden sind (Aktualitätsprinzip).

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die betrachteten Wirkungskategorien und die jeweiligen Charakterisierungsfaktoren.

Tabelle 2: Betrachtete Umweltwirkungen in der Produktion von PLA und PHA

Wirkungskategorie	Darstellung
Fossiler Ressourcenverbrauch	Energetische und stoffliche Nutzung in Megajoule pro Kilogramm Kunststoff [MJ / kg]
Klimawandel	Treibhauspotenzial in CO ₂ -Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff [CO ₂ -Äq. / kg]

Die für die vorliegende Studie genutzten Daten wurden entsprechend der betrachteten Wirkungskategorien aus den recherchierten Studien entnommen. Dabei wurden sowohl auf die Ergebnisse aus bestehenden Produktionsstätten und Pilotanlagen, als auch auf die Ergebnisse von Modellberechnungen und Szenarien aufgegriffen, um einerseits die existierenden Technologien und andererseits die neuesten Erkenntnisse wissenschaftlicher Studien zu berücksichtigen.

Der fossile Ressourcenverbrauch wird in Megajoule pro Kilogramm Kunststoff angegeben. Dabei handelt es sich um die Summe der Energieinhalte aller bis an die Systemgrenzen zurückverfolgten fossilen Primärenergieträger, die als stofflicher und/oder energetischer Input in den Prozess geflossen sind. Der fossile Ressourcenverbrauch lässt demzufolge keine Rückschlüsse auf den Verbrauch mineralischer Ressourcen (z. B. seltene Erden) zu. In der vorliegenden Studie wird somit ausschließlich die Energiemenge betrachtet, die aus fossilen, nicht-erneuerbaren Brennstoffen (engl. *fossil fuels*) für die Produktion der Kunststoffe eingesetzt wird. Diese Energiemenge kann entweder energetisch in die Produktionsprozesse einfließen oder stofflich gebunden in den Kunststoffen aus fossilen Ressourcen vorliegen. Aus diesem Grunde kann ein stofflicher und ein energetischer Anteil des fossilen Ressourcenverbrauchs unterschieden werden (vgl. Abbildung 1).

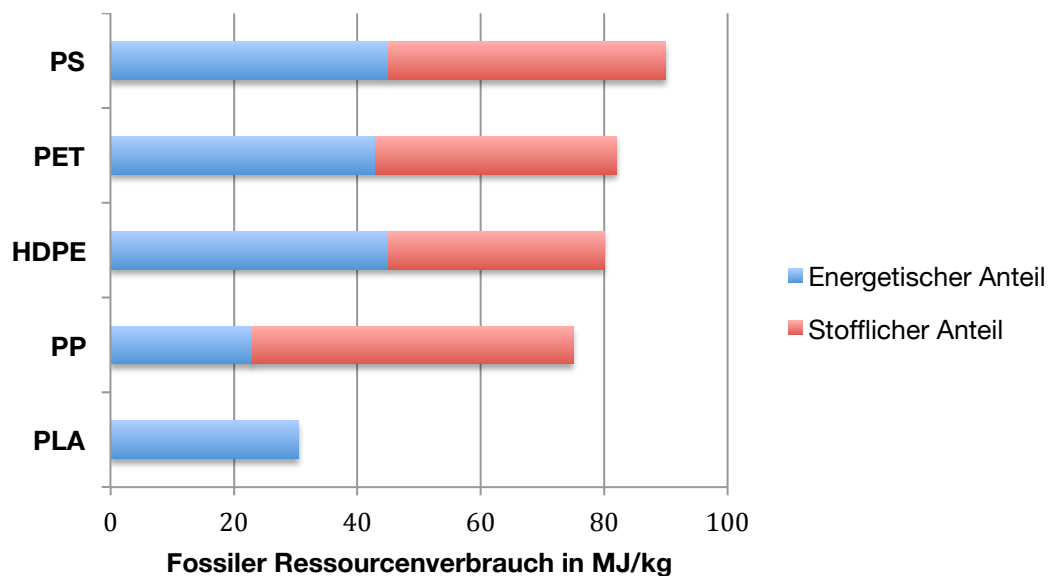


Abbildung 1: Vergleich des fossilen Ressourcenverbrauchs zwischen PLA und petrochemischen Kunststoffen (in Anlehnung an Groot & Borén 2010)

Petrochemische Kunststoffe bestehen im Gegensatz zu bio-basierten Kunststoffen aus fossilen Ressourcen und nicht aus nachwachsenden Rohstoffen. Deshalb wird bei der Berechnung des fossilen Ressourcenverbrauchs auch der Anteil berücksichtigt, der als stofflicher Input in die Produktion der petrochemischen Kunststoffe eingeht (vgl. Abbildung 1). Der fossile Ressourcenverbrauch von PLA liegt im oben dargestellten Beispiel bei ca. 30 Megajoule pro Kilogramm PLA. Im Gegensatz dazu ist der fossile Ressourcenverbrauch vergleichbarer petrochemischer Kunststoffe größer als 70 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Ein bedeutender Anteil daran ist der Energiemenge geschuldet, die in dem petrochemischen Kunststoff stofflich gebunden vorliegt.

In der Wirkungskategorie Klimawandel werden Treibhausgasemissionen betrachtet, die bei der Herstellung der Polymere entstehen. Als Indikator dafür wurde das Treibhauspotenzial (*global warming potential, GWP*) herangezogen. Es wird in Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff angegeben. Die nachfolgende Tabelle zeigt das Treibhauspotenzial ausgewählter Gase in einem Bezugsrahmen von 100 Jahren, dem GWP₁₀₀ (vgl. IPCC 2001).

Tabelle 3: Vergleich des Treibhauspotenzials ausgewählter Gase (vgl. IPCC 2001)

Treibhausgas	Treibhauspotenzial (GWP ₁₀₀) in CO ₂ -Äquivalenten
Kohlendioxid (CO ₂)	1
Methan (CH ₄)	26
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	296
Tetrachlormethan	1.800
Tetrafluormethan	5.700
Hexafluorethan	11.900

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird in Ökobilanzen dadurch berechnet, dass die Menge der jeweiligen Substanzen, die zum Treibhauseffekt beitragen, mit dem jeweiligen Treibhauspotenzial multipliziert wird und die Ergebnisse dieser Berechnungen über den Lebensweg des betrachteten Produkts aufsummiert werden.

3.3 Deskriptive Statistik und Modellberechnungen

In der statistischen Bearbeitung der Meta-Analyse wurde zunächst eine deskriptive Datenbeschreibung vorgenommen, um Minimum, Maximum, Median sowie die Variationsbreite der Umweltbelastung von bio-basierten Polymeren zu ermitteln und darzustellen.

Daraufhin erfolgte eine Berechnung der paarweisen Differenzen zwischen den Werten der betrachteten Bio-Polymere (PLA, PHA) und den jeweiligen Minimum- und Maximum-Werten der petrochemischen Kunststoffe für jede der betrachteten Wirkungskategorien (Ressourcenverbrauch, Klimawandel). Um das durchschnittliche Einsparpotenzial in der jeweiligen Wirkungskategorie zu berechnen, wurde darauf-

hin das arithmetische Mittel der paarweisen Differenzen gebildet und deren Standardabweichung ermittelt, wie es in den folgenden Formeln beschrieben ist:

$$PD_{ijk_{min}} = EI_{ij} - EI_{jk_{min}}$$

$$PD_{jk_{max}} = EI_{ij} - EI_{jk_{max}}$$

$$AM_{jk} = \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^n PD_{ijk_{min}} + \sum_{i=1}^n PD_{ijk_{max}} \right)$$

∀ Bio – basierte Kunststoffe $i = 1, \dots, n$

∀ Wirkungskategorien $j = 1, \dots, o$

∀ Petrochemische Kunststoffe $k = 1, \dots, p$

mit

$PD_{ijk_{min}}$ = Paarweise Differenzen der Umweltwirkungen von bio-basierten Polymeren und petrochemischen Kunststoffen (Minimum-Werte) für jeweilige Wirkungskategorie

$PD_{ik_{max}}$ = Paarweise Differenzen der Umweltwirkungen von bio-basierten Polymeren und petrochemischer Kunststoffen (Maximum-Werte) für jeweilige Wirkungskategorie

EI_{ij} = Umweltwirkungen (engl. environmental impacts) bio-basierter Kunststoffe in den jeweiligen Wirkungskategorien

$EI_{jk_{min}}$ = Umweltwirkungen (Minimum-Werte) petrochemischer Kunststoffe in den jeweiligen Wirkungskategorien

$EI_{jk_{max}}$ = Umweltwirkungen (Maximum-Werte) petrochemischer Kunststoffe in den jeweiligen Wirkungskategorien

AM_{jk} = Arithmetisches Mittel der paarweisen Differenzen, d.h. durchschnittliches Einsparungspotenzial der jeweiligen bio-basierten Polymere gegenüber den jeweiligen petrochemischen Kunststoffen in der betrachteten Wirkungskategorie

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Meta-Analyse vorgestellt. Zunächst werden dazu Anzahl und Merkmale der betrachteten Studien beschrieben (vgl. Kapitel 4.1). Daran anschließend wird die Umweltbelastung der bio-basierten Polymere in den Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch dargestellt und in Vergleich zu den petrochemischen Pendanten gesetzt (vgl. Kapitel 4.2). Abschließend wird das Einsparpotenzial für Treibhausgasemissionen (vgl. Kapitel 4.3) und nicht erneuerbare Energie (vgl. Kapitel 4.4) bei der Herstellung von bio-basierten Polymeren diskutiert.

4.1 Anzahl und Merkmale der betrachteten Studien

In den folgenden beiden Unterkapiteln werden Anzahl und Merkmale der betrachteten Studien als Grundlage für die Meta-Analyse von Ökobilanzen für die bio-basierten Polymere PLA und PHA beschrieben.

4.1.1 Polylactide (PLA)

In der vorliegenden Studie wurden insgesamt 14 Ökobilanzen zu PLA recherchiert und untersucht (vgl. Tabelle 4). Nicht alle dieser Studien konnten für die Meta-Analyse herangezogen werden: Die Studien von Bos et al. (2011), Detzel & Krüger (2006), Hermann et al. (2010), Hisun (2006), Kauertz et al. (2011), Madival et al. (2009), Narayan & Patel (2002), Purac (2010) sowie Widheden & Noordegraaf (2011) konnten nicht berücksichtigt werden, weil darin entweder keine nachvollziehbaren methodischen Hintergrundinformationen, wie z. B. Berechnungsgrundlagen, vorhanden waren oder die Studien auf Datengrundlagen bereits berücksichtigter Primärquellen basieren.

Nach der Analyse der Güte und Belastbarkeit der Studien konnten somit nur sechs Literaturquellen genutzt werden. Dazu zählen die Studien von Groot & Borén (2010), Mortimer et al. (2010), sowie Vink et al. (2003, 2007, 2010). Die Datenbasis für die Meta-Analyse von Ökobilanz-Studien von PLA ist damit gering.

Bei den betrachteten Studien von Vink et al. (2003, 2007, 2010) und Groot & Borén (2010) handelt es sich um Studien, die bestehende Produktionsanlagen untersuchen. Vink et al. (2003, 2007, 2010) betrachtet in den jeweiligen Studien den Standort von NatureWorks LLC in Blair, Nebraska (USA), für die Produktion von Ingeo® PLA. Die Studie von Groot & Borén (2010) analysiert dagegen die PLA Herstellung des Unternehmens PURAC am Produktionsstandort Thailand.

Bei der Studie von Mortimer et al. (2010) handelt es sich um Modellberechnungen der Produktion von PLA in Großbritannien aus verschiedenen nachwachsenden Rohstoffen. Eine kommerzielle Produktionsanlage liegt dieser Studie somit nicht zugrunde. Dennoch lassen sich aufgrund der Ergebnisse der Studie belastbare Aussagen über Treibhausgasemissionen und den Verbrauch von fossilen Ressourcen bei der Produktion von PLA in Europa treffen, weil auf alle Berechnungsgrundlagen sowie deren Annahmen und betrachteter Szenarien zugegriffen werden kann. Aus diesem Grunde wurden sechs Werte aus dieser Studie berücksichtigt, die auf der Rohstoffba-

sis von Weizenkorn und Zuckerrübe unter drei verschiedenen Allokationsmethoden zustande kommen.

Tabelle 4: Übersicht recherchierter Studien für Polylactide (PLA)

Nr.	Autor	Erstellt von	Erstellt für	Produkt
1	Bos et al. 2011	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Wissenschaftlichen Gebrauch	PLA
2	Detzel & Krüger 2006	IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung	NatureWorks LLC	Lebensmittelverpackungen aus PLA
3	Groot & Borén 2010	PURAC & AkzoNobel	International Journal of Life Cycle Assessment (Wiss. Zeitschrift)	PLA
4	Hermann et al 2010	Forschungseinrichtungen an Universitäten	International Journal of Life Cycle Assessment (Wiss. Zeitschrift)	Bio-basierte Verpackungen
5	Hisun 2006	Zhejiang Hisun Biomaterials CO.,LTD.	Zhejiang Hisun Biomaterials CO.,LTD.	PLA
6	Kauertz et al. 2011	IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung	Danone GmbH	Lebensmittelverpackungen aus Polystyrol und Polylactid
7	Mortimer et al. 2010	National non-food crops centre, NNFCC	National non-food crops centre, NNFCC	PLA
8	Madival et al. 2009	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Journal of Cleaner Production (Wiss. Zeitschrift)	Lebensmittelverpackungen aus PLA
9	Narayan & Patel 2002	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Wissenschaftlichen Gebrauch	PLA, PHA, PHB
10	PURAC 2010	PURAC	Bioplastics Magazine (Fachzeitschrift)	PLLA
11	Vink et al. 2003	Cargill Dow LLC	Polymer Degradation and Stability (Wiss. Zeitschrift)	NatureWorks™ PLA
12	Vink et al. 2007	NatureWorks LLC	Industrial Biotechnology (Wiss. Zeitschrift)	NatureWorks® PLA
13	Vink et al. 2010	NatureWorks LLC	Industrial Biotechnology (Wiss. Zeitschrift)	Ingeo® PLA
14	Widheden & Noordegraaf 2011	AkzoNobel Sustainable Development Group	Synbra Technology	Dämmmaterial aus Biofoam® und fossilen Schaumstoffen

Die wesentlichen Merkmale und Eigenschaften der betrachteten Ökobilanz-Studien zur Produktion von PLA sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Merkmale der analysierten PLA-Studien

Autor	Funktionelle Einheit	Systemgrenzen	Rohstoffbasis	Herkunftsland der Studie
Groot & Borén 2010	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Zuckerrohr	Thailand
Mortimer et al. 2010	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Zuckerrübe	Vereinigtes Königreich (UK)
Mortimer et al. 2010	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Weizenkorn	Vereinigtes Königreich (UK)
Vink et al. 2003	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Vink et al. 2007	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Vink et al. 2010	1 kg PLA	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)

Die funktionelle Einheit, die in allen Studien berücksichtigt wird, ist die Produktion von einem Kilogramm PLA in Form von Granulat ohne den Verarbeitungsschritt der Compoundierung.

Bei allen Studien handelt es sich um sogenannte „cradle-to-gate“-Analysen, bei denen die Umweltwirkungen der Produkte entlang ihres Lebensweges von der Wiege bis zum Werkstor dargestellt werden. Das heißt, dass alle Inputs und Outputs von Material- und Energieströmen sowie Vorprodukten berücksichtigt werden, die in den Lebensphasen vom Anbau der nachwachsenden Rohstoffe, über deren Ernte, Transport und Verarbeitung bis zum PLA-Granulat anfallen. Keine der betrachteten Studien berücksichtigt die Anwendungsphase von PLA. Ein Grund dafür kann die Vielseitigkeit der Produkte und Anwendungen für PLA sein. Nur die Studie von Groot & Borén (2010) thematisiert das Management von PLA am Ende des Lebensweges (engl. *end of life management*, EOL).

Für die Produktion von PLA können verschiedene zucker- oder stärkehaltige Pflanzen als Rohstoffbasis dienen, die je nach betrachtetem Produktionsstandort entsprechend der klimatischen und ackerbaulichen Bedingungen variieren. In den betrachteten Studien sind dies Zuckerrohr in Thailand, Zuckerrübe in Großbritannien, Weizenkorn in Großbritannien und Maiskorn in den USA.

In keiner der Studien werden landwirtschaftliche Nebenströme, wie zum Beispiel Weizenstroh oder andere lignocellulosehaltige Rohstoffe der zweiten Generation (engl. *2nd Generation*), als Rohstoffbasis für die Fermentationsprozesse in der Herstellung von PLA betrachtet.

4.1.2 Polyhydroxyalkanoate (PHA)

Für die Herstellung von PHA wurden insgesamt 11 Studien recherchiert und untersucht (vgl. Tabelle 6). Nicht alle dieser Studien konnten für die Meta-Analyse herangezogen werden: Die Studien von Gerngross & Slater (2000), Patel et al. (2006), Harding et al. (2007), Gerngross (1999) sowie Heyde (1997) konnten nicht berücksichtigt werden, weil darin entweder keine nachvollziehbaren methodischen Hintergrundinformationen, wie z. B. Berechnungsgrundlagen, vorhanden waren und die Studien zum Teil nicht mehr dem aktuellen Stand der Forschung entsprechen. Damit werden für die Meta-Analyse 6 Studien berücksichtigt.

Tabelle 6: Übersicht recherchierter Studien für Polyhydroxyalkanoate (PHA)

Nr.	Autor	Erstellt von	Erstellt für	Produkt
1	Gerngross & Slater 2000	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Scientific American (Wiss. Zeitschrift)	PLA, PHA
2	Kurdikar et al. 2001	Monsanto Company	Journal of Industrial Ecology (Wiss. Zeitschrift)	PHA
3	Meiß et al. 2003	Arnold-Sommerfeld-Gesellschaft e.V.	Umweltbundesamt (UBA)	PHB
4	Akiyama et al. 2003	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Polymer Degradation and Stability (Wiss. Zeitschrift)	PHB
5	Kim & Dale 2005	Metabolix Inc.	International Journal of Life Cycle Assessment (Wiss. Zeitschrift)	Metabolix PHA
6	Patel et al. 2006	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Wissenschaftlichen Gebrauch	PHA
7	Harding et al. 2007	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Journal of Biotechnology (Wiss. Zeitschrift)	PHB
8	Kim & Dale 2008	Telles LLC	Environmental Science & Technology (Wiss. Zeitschrift)	Mirel PHB
9	Yu & Chen 2008	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Environmental Science & Technology (Wiss. Zeitschrift)	PHA
10	Gerngross 1999	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Nature Biotechnology (Wiss. Zeitschrift)	PHA
11	Heyde 1997	Forschungseinrichtungen an Universitäten	Polymer Degradation and Stability (Wiss. Zeitschrift)	PHB

Bei den Studien von Kim & Dale (2005, 2008) handelt es sich um Ökobilanzen, die für die Produktion von PHA der Firma Telles LCC, einem Joint Venture zwischen Archer Daniels Midland Company (ADM) und Metabolix Inc., durchgeführt worden sind. Die Studie von Kurdikar et al. (2003) ist von der Monsanto Company durchgeführt worden. Bei den Studien von Meiß et al. (2003), Akiyama et al. (2003) und Yu & Chen

(2008) handelt es sich um Studien, die auf Ergebnissen von Pilotanlagen oder Modellberechnungen basieren.

Die wesentlichen Merkmale und Eigenschaften der betrachteten Ökobilanz-Studien zur Produktion von PHA sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Merkmale und Besonderheiten der analysierten PLA-Studien

Autor	Funktionelle Einheit	Systemgrenzen	Rohstoffbasis	Herkunftsland der Studie
Kurdikar et al. 2001	1 kg PHA	Cradle-to-gate	Maispflanze	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Meiß et al. 2003	1 kg PHA	Cradle-to-gate	Zuckerrübe	Deutschland
Akiyama et al. 2003	1 kg P(3HA)	Cradle-to-gate	Sojaöl	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Akiyama et al. 2003	1 kg P(3HB)	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Kim & Dale 2005	1 kg PHA	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Kim & Dale 2005	1 kg PHA	Cradle-to-gate	Maiskorn & Maisstroh	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Kim & Dale 2008	1 kg PHB	Cradle-to-gate	Maiskorn	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)
Harding et al. 2007	1 kg PHB	Cradle-to-gate	Zuckerrohr	Republik Südafrika
Yu & Chen 2008	1 kg PHA	Cradle-to-gate	Black Syrup (Nebenprodukt der Ethanol Fermentation)	Vereinigte Staaten von Amerika (USA)

Die funktionelle Einheit in den betrachteten Studien unterscheidet sich je nach Zielprodukt zwischen 1 kg PHA und 1 kg PHB. Bei allen Studien handelt es sich um sogenannte „cradle-to-gate“-Analysen, bei denen die Umweltwirkungen der Produkte entlang ihres Lebensweges von der Wiege bis zum Werkstor dargestellt werden.

Für die Produktion von PHA können verschiedene zucker- oder stärkehaltige Pflanzen sowie deren Nebenprodukte als Rohstoffbasis dienen, die je nach betrachtetem Produktionsstandort entsprechend der klimatischen und ackerbaulichen Bedingungen variieren. In den betrachteten Studien sind dies Zuckerrohr in Südafrika, Zuckerrübe in Deutschland, sowie Sojaöl, Maiskorn und Maisstroh in den USA.

In den beiden Studien von Yu & Chen (2008) sowie Kim & Dale (2005) werden landwirtschaftliche Nebenprodukte für die Herstellung von PHA untersucht. Yu & Chen

(2008) analysieren die Nutzung von Vinasse (engl. *Black Syrup*), einem Nebenprodukt bei der Herstellung von Ethanol aus Zuckerrohr. Kim & Dale (2005) untersuchen neben der Nutzung von Maiskorn auch die Nutzung von Maisstroh als Basis für die Fermentationsprozesse bei der Herstellung von PHA.

In der Studie von Kurdikar (2001) wird die PHA Synthese in gentechnisch veränderten Maispflanzen untersucht. In allen anderen Studien ist die bakterielle Fermentation der vorherrschende Prozess zur Herstellung von PHA / PHB.

4.2 Umweltbelastung durch die Herstellung bio-basierter Polymere

Die Umweltbelastung, die von der Produktion bio-basierter Polymere (PLA, PHA) und der Produktion petrochemischer Kunststoffe (PE, PP, PET, PS, PC) ausgeht, ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

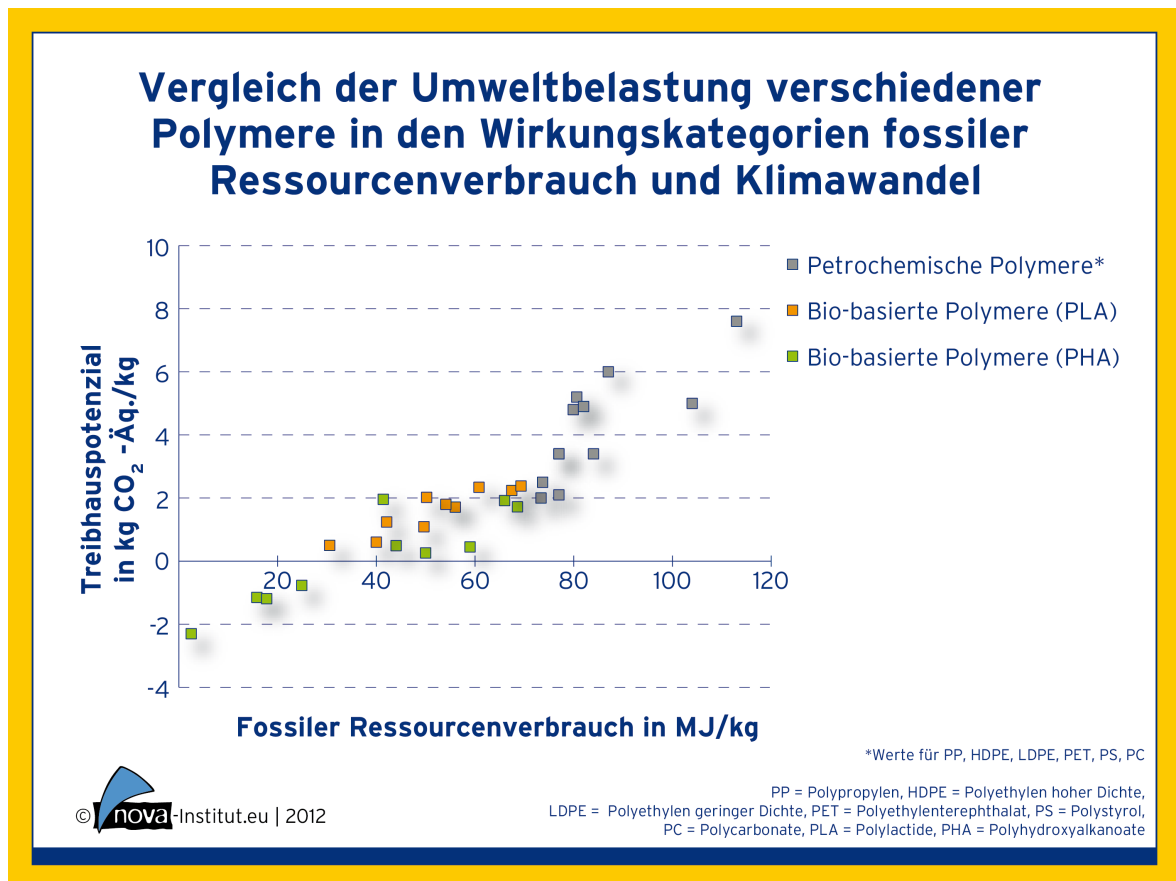


Abbildung 2: Vergleich der Umweltbelastung durch die Produktion bio-basierter und petrochemischer Polymere in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel

Alle in Abbildung 2 dargestellten Ergebnisse für bio-basierte Polymere und petrochemische Kunststoffe sind mit zugehöriger Quellenangabe in den folgenden Unterkapiteln aufgelistet. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse in einem zweidimensionalen Koordinatensystem aus den beiden Wirkungskategorien fossiler Ressourcenver-

brauch und Klimawandel dargestellt. Studien, die Ergebnisse in nur einer Wirkungskategorie beinhalten, sind folglich nicht in der Grafik aufgeführt.

Abbildung 2 zeigt drei sich voneinander abgrenzende Punktwolken (engl. *Cluster*) der Daten. Eine Punktwolke, die Daten mit einem fossilen Ressourcenverbrauch von mehr als 70 Megajoules pro Kilogramm Kunststoff und einem Treibhauspotenzial von zum Teil deutlich über drei Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff enthält, ist den petrochemischen Kunststoffen zuzuordnen. Die anderen beiden Punktwolken stellen die Ergebnisse der bio-basierten Kunststoffe PLA und PHA/PHB dar. Deren Werte für den Verbrauch fossiler Ressourcen sind niedriger als 70 Megajoules pro Kilogramm Kunststoff. Das Treibhauspotenzial für bio-basierte Kunststoffe liegt dazu deutlich unter einem Wert von drei Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff. Der Unterschied zwischen den Daten von PLA und PHA/PHB liegt darin, dass die Punktwolke von PHA/PHB eine wesentlich größere Streuung der Ergebnisse gegenüber der Punktwolke von PLA aufweist, wie es an der vereinfachten Darstellung der Abbildung 3 zu erkennen ist.

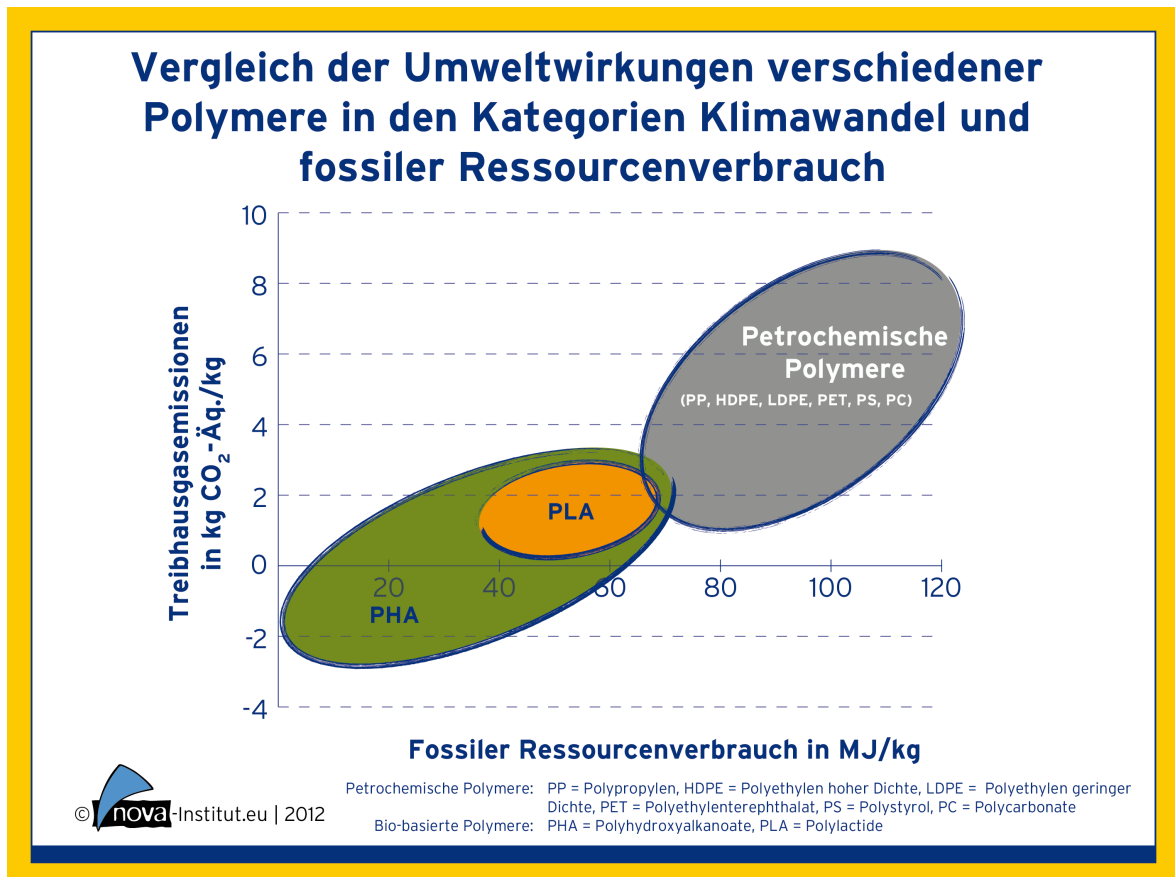


Abbildung 3: Vereinfachte Darstellung der Umweltbelastung von bio-basierten und petrochemischen Polymeren in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel

Anhand der Abbildung 3 lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass petrochemische Kunststoffe höhere Umweltbelastungen in den betrachteten Wirkungskategorien hervorrufen, als die untersuchten bio-basierten Polymere PLA und PHA. In den fol-

genden beiden Unterkapiteln werden die Ergebnisse für PLA und PHA näher erläutert.

4.2.1 Polylactide (PLA)

In der folgenden Tabelle sind die in den recherchierten Studien berichteten Umweltwirkungen bei der Herstellung von PLA in den Kategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch dargestellt.

Tabelle 8: Treibhauspotenzial und Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von Polylactiden (PLA)

Autor	Rohstoffbasis	Allokationsmethode	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg PLA)	Fossiler Ressourcenverbrauch (MJ / kg PLA)
Groot & Borén 2010	Zuckerrohr	Preis	0,50	30,55
Mortimer et al. 2010	Zuckerrübe	Preis	2,24	67,45
Mortimer et al. 2010	Zuckerrübe	Masse	1,09	49,65
Mortimer et al. 2010	Zuckerrübe	Energie	2,38	69,31
Mortimer et al. 2010	Weizenkorn	Preis	2,34	60,81
Mortimer et al. 2010	Weizenkorn	Masse	0,60	40,00
Mortimer et al. 2010	Weizenkorn	Energie	1,71	56,00
Vink et al. 2003	Maiskorn	k.A.	1,80	54,10
Vink et al. 2007	Maiskorn	k.A.	2,02	50,20
Vink et al. 2010	Maiskorn	k.A.	1,24	42,10

In allen betrachteten Studien wird der fossile Ressourcenverbrauch in Megajoule pro Kilogramm PLA angegeben. Es kann insgesamt auf 10 Werte für den fossilen Ressourcenverbrauch zurückgegriffen werden (n = 10). Das Minimum der Werte liegt bei 30,55 Megajoule pro Kilogramm PLA. Das Maximum der Werte liegt bei 69,31 Megajoule pro Kilogramm PLA.

In allen betrachteten Studien wurden in der Wirkungskategorie Klimawandel die Emissionen von Treibhausgasen erfasst und deren Treibhauspotenzial in CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff dargestellt (vgl. Kapitel 3). Die geringste Menge an Treibhausgasen, die in Folge der Herstellung von PLA in die Atmosphäre emittiert werden, liegt bei 0,5 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PLA (vgl. Groot & Borén 2010). Die größte Menge an Treibhausgasemissionen (2,38 kg CO₂-Äq. / kg PLA) wird von Mortimer et al. (2010) berichtet und bezieht sich auf die Herstellung von PLA aus Zuckerrüben in Großbritannien.

4.2.2 Polyhydroxyalkanoate (PHA)

In Tabelle 9 sind die in den Studien berichteten Umweltwirkungen bei der Herstellung von PHA in den Kategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel dargestellt.

Tabelle 9: Treibhauspotenzial und Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von Polyhydroxyalkanoaten (PHA)

Autor	Rohstoffbasis	Allokationsmethode	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg PHA)	Fossiler Ressourcenverbrauch (MJ / kg PHA)
Kurdikar et al. 2001	Maispflanze	System-raumerweiterung	-4,00	Keine Angabe
Kurdikar et al. 2001	Maispflanze	System-raumerweiterung	3,80	Keine Angabe
Harding et al. 2007	Zuckerrohr	Keine Angabe	1,96	41,40
Kim & Dale 2005	Maiskorn	Masse	1,92	66,00
Kim & Dale 2005	Maiskorn	System-raumerweiterung	1,72	68,60
Kim & Dale 2005	Maiskorn & Maisstroh	Masse	-1,15	15,80
Kim & Dale 2005	Maiskorn & Maisstroh	System-raumerweiterung	-1,19	17,80
Kim & Dale 2005	Maiskorn	Keine Angabe	-0,77	24,90
Kim & Dale 2008	Maiskorn	Masse	-2,30	2,50
Yu & Chen 2008	Maiskorn	System-raumerweiterung	0,49	44,01
Akiyama et al. 2003	Sojaöl	Masse	0,26	50,00
Akiyama et al. 2003	Maiskorn	Masse	0,45	59,00
Meiß et al. 2003	Zuckerrübe	Keine Angabe	Keine Angabe	84,50

Es kann auf 11 Werte für den fossilen Ressourcenverbrauch bei der Produktion von PHA zurückgegriffen werden (n = 11). Der geringste Verbrauch fossiler Ressourcen wird mit 2,5 Megajoule pro Kilogramm PHA angegeben (vgl. Kim & Dale 2008). Das Maximum der Werte wird von Meiß et al. (2003) berichtet und liegt bei 84,5 Megajoule pro Kilogramm PHA.

In der Wirkungskategorie Klimawandel kann auf 12 Werte für das Treibhauspotenzial bei der Herstellung von PHA zurückgegriffen werden. Das geringste Treibhauspotenzial liegt bei -4,0 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PHA (vgl. Kurdikar

et al. 2001). Zu negativen Werten in der Ökobilanz kann es dadurch kommen, dass Gutschriften für die Einsparung von Treibhausgasemissionen bei der Berechnung des Treibhauspotenzials berücksichtigt werden. Durch die Nutzung von landwirtschaftlichen Nebenströmen zur Erzeugung von Prozessenergie (Strom/Wärme) können zum Beispiel fossile Ressourcen und Treibhausgasemissionen bei der Herstellung bio-basierter Kunststoffe eingespart werden.

Der größte Ausstoß an Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von PHA wird mit 3,8 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PHA beziffert (vgl. Kurdikar et al. 2001).

4.2.3 Vergleich zu petrochemischen Kunststoffen

Die Referenzwerte für petrochemische Kunststoffe in den beiden Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch sind im folgenden Unterkapitel dargestellt und werden mit den Werten für die Herstellung von bio-basierten Polymeren verglichen.

In Tabelle 10 ist ein Überblick über die recherchierten Werte für den Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von petrochemischen Kunststoffen dargestellt. Die Untersuchung von Umweltwirkungen petrochemischer Kunststoffe ist nicht die Aufgabe der vorliegenden Studie. Aus diesem Grunde sei darauf hingewiesen, dass es sich im Folgenden nicht um eine umfassende oder vollständige Literaturanalyse handelt (vgl. Kapitel 3.1).

Tabelle 10: Fossiler Ressourcenverbrauch für die Produktion von petrochemischen Kunststoffen

Kunststoff	Verbrauch nicht erneuerbarer Energie (MJ / kg)	Quelle
Polypropylen (PP)	73,37	Bousted (2005)
	77,0	Bousted (2000)
<i>High density</i> Polyethylen (HD-PE)	73,7	Frischknecht & Suther (1996)
	79,9	Bousted (2000)
<i>Low density</i> Polyethylen (LD-PE)	77,0	Vink et al. (2010)
	80,6	Bousted (2000)
Polyethylenterephthalat (PET)	77	Bousted (2000)
	82	Vink et al. (2010)
Expandierter Polystyrol Hartschaum (EPS)	84	Bousted (2000)
Polystyrol (PS)	87	Vink et al. (2010)
Polycarbonat (PC)	104	Boyd (2011)
	113	Bousted (2000)

Der geringste Verbrauch fossiler Ressourcen ist bei dem Kunststoffe Polypropylen festzustellen. Der von Bousted (2005) angegebene Wert liegt bei 73,37 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Der höchste Verbrauch an nicht erneuerbarer Energie ist mit 113,37 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff für Polycarbonate zu verzeichnen. Die Variationsbreite zwischen dem geringsten und höchsten Wert in jeder Gruppe der betrachteten petrochemischen Kunststoffe liegt zwischen drei und neun Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Die Variationsbreiten bio-basierter Kunststoffe sind in den untersuchten Studien dagegen deutlich größer, wie es die folgende Grafik verdeutlicht.

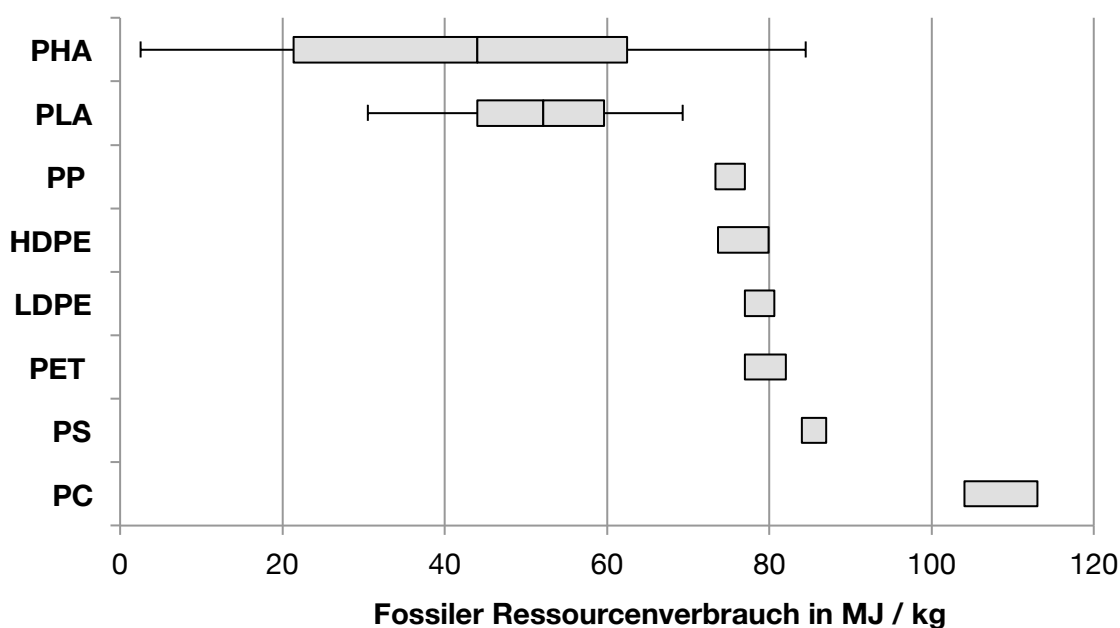


Abbildung 4: Fossiler Ressourcenverbrauch bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe

Die Variationsbreite der Ergebnisse bei der Herstellung von PHA beträgt 82 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff (vgl. Abbildung 4). Der Median bzw. Zentralwert der Stichprobe liegt bei 44 Megajoule pro Kilogramm PHA. Nur einer der Werte ist höher als 70 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Das bedeutet, dass der überwiegende Teil (>90 % der Werte) geringere Mengen an fossilen Ressourcen bei der Produktion von einem Kilogramm Kunststoff verbraucht, als die petrochemischen Pendanten PP, HDPE, LDPE, PET, PS und PC.

Die Variationsbreite der Ergebnisse bei der Herstellung von PLA beträgt 39 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff (vgl. Abbildung 4). Der berechnete Median aller analysierten Ergebnisse liegt bei 52 Megajoule pro Kilogramm PLA. Keiner der Werte liegt über der Marke von 70 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Das bedeutet, dass die Produktion von einem Kilogramm PLA im Gegensatz zur Produktion von einem Kilogramm sämtlicher petrochemischer Kunststoffe zu einer Einsparung an fossilen Ressourcen führt.

In der folgenden Tabelle ist ein Überblick über die recherchierten Werte für Umweltwirkungen bei der Herstellung von petrochemischen Kunststoffen in der Kategorie Klimawandel dargestellt.

Tabelle 11: Treibhauspotenzial bei der Herstellung von petrochemischen Kunststoffen

Kunststoff	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg)	Quelle
Polypropylen (PP)	2,0	Bousted (2005)
	3,4	Frischknecht & Suther (1996)
<i>High density</i> Polyethylen (HDPE)	2,5	Frischknecht & Suther (1996)
	4,8	Bousted (2000)
<i>Low density</i> Polyethylen (LDPE)	2,1	Vink et al. (2010)
	5,2	Bousted (2000)
Polyethylenterephthalat (PET)	3,4	Vink et al. (2010)
	4,9	Bousted (2000)
Polystyrol (PS)	3,4	Vink et al. (2010)
	6,0	Bousted (2000)
Polycarbonate (PC)	5,0	Boyd (2011)
	7,6	Bousted (2000)

Das geringste Treibhauspotenzial bei der Herstellung von petrochemischen Kunststoffen weist Polypropylen mit 2,0 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff auf (vgl. Bousted 2005). Die größte Emission von Treibhausgasen wird durch die Herstellung von Polycarbonaten hervorgerufen. Hier entsteht ein Treibhauspotenzial von 7,6 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff (vgl. Bousted 2000). Die Variationsbreite zwischen dem geringsten und höchsten Wert in jeder Gruppe der betrachteten petrochemischen Kunststoffe liegt zwischen 1,4 und 3,1 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff. In der folgenden Abbildung sind die Unterschiede zwischen den Variationsbreiten der Ergebnisse von petrochemischen Kunststoffen, bio-basierten Polymeren im Vergleich zu einem errechneten Treibhauspotenzial von Proganic® dargestellt.

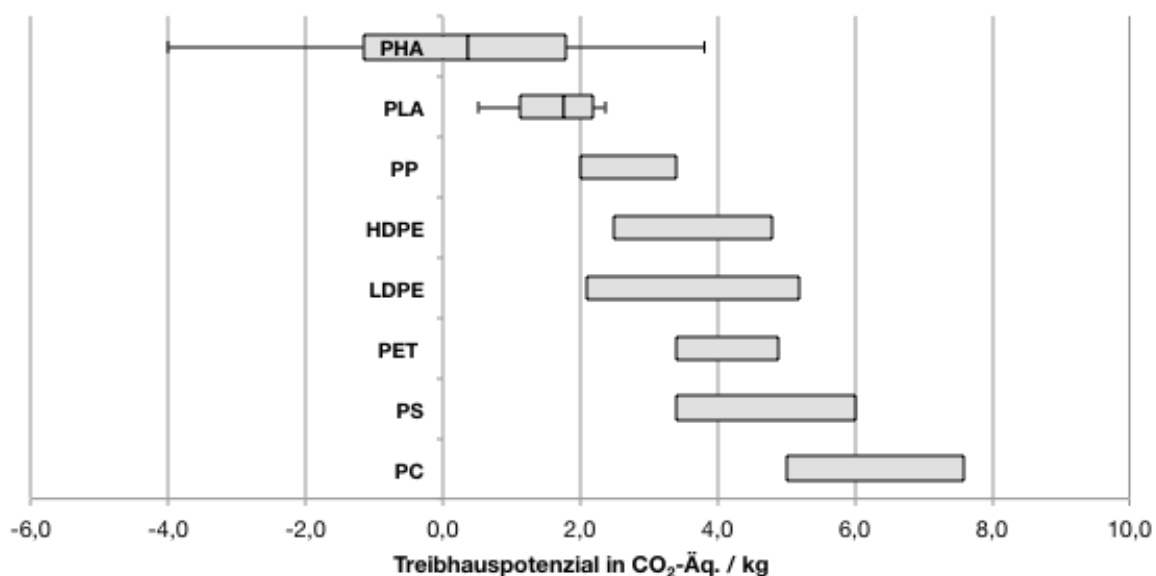


Abbildung 5: Das Treibhauspotenzial bei der Herstellung von PHA, PLA und Proganic® im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe

Bei der Herstellung von PHA ist mit Abstand die größte Variationsbreite der Ergebnisse zu verzeichnen. Diese beträgt etwa 8 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm PHA. Dies ist allerdings auch nicht erstaunlich, wenn man die Tatsache berücksichtigt, dass sowohl verschiedene Prozesstechniken als auch verschiedene Rohstoffquellen in den jeweiligen Studien betrachtet werden. Der Median der Werte liegt bei 0,5 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PHA. 75 % der Werte sind geringer als 2 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff und damit vorteilhafter für das Klima als alle Werte für die Herstellung von petrochemischen Kunststoffen.

Die Variationsbreite der Ergebnisse bei der Herstellung von PLA liegt mit ca. 2 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff in der gleichen Größenordnung, wie sie bei den petrochemischen Kunststoffen festzustellen ist. Der Median der analysierten Ergebnisse liegt bei 1,76 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PLA. 60% der Werte liegen unter einem Wert von 2,0 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PLA und sind damit klimafreundlicher als vergleichbare Werte für die Herstellung von petrochemischen Kunststoffen.

4.3 Einsparung fossiler Ressourcen bei der Produktion bio-basierter Polymere

Die Potenziale für die Einsparung fossiler Ressourcen in Megajoule pro Kilogramm Kunststoff wurden entsprechend der Methodik aus Kapitel 3.3 ermittelt. Die folgende Grafik stellt die Ergebnisse der Berechnungen in einem Balkendiagramm dar. Die Balken entsprechen dabei den durchschnittlichen Einsparungen der bio-basierten Polymere. Die Abweichungen von diesem Wert entsprechen dem Standardfehler und sind in der Grafik als Antennen visualisiert.

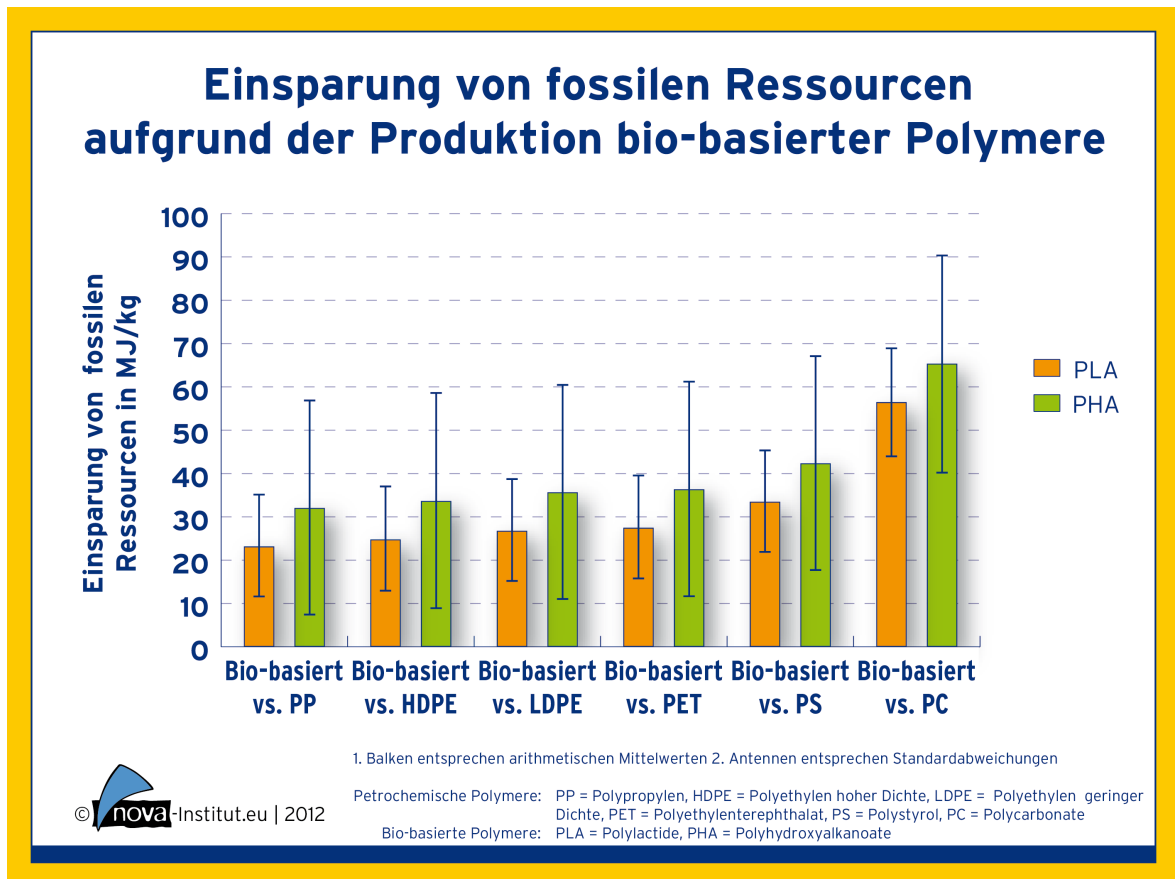


Abbildung 6: Einsparung von fossilen Ressourcen bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe

Aus Abbildung 6 geht hervor, dass die Herstellung bio-basierter Polymere im Vergleich zu allen untersuchten petrochemischen Kunststoffen zu einer Einsparung an fossilen Ressourcen führt. Das größte Einsparungspotenzial ist im Vergleich zu PC festzustellen. Das durchschnittliche Einsparungspotenzial bei der Herstellung von PLA beträgt hier 56 +/- 13 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Das durchschnittliche Einsparpotenzial bei der Herstellung von PHA gegenüber PC beträgt 65 +/- 25 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff. Doch auch im Vergleich zu PP, HDPE, LDPE, PET und PS sind durchschnittliche Einsparungen in einer Größenordnung zwischen 20 und 40 Megajoule pro Kilogramm Kunststoff zu erwarten.

4.4 Einsparung von Treibhausgasemissionen bei der Produktion bio-basierter Polymere

Die Potenziale für die Einsparung von Treibhausgasemissionen in Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff wurden entsprechend der Methodik aus Kapitel 3.3 berechnet. In der folgenden Abbildung sind die Ergebnisse der Berechnungen in einem Balkendiagramm dargestellt. Die Balken entsprechen wiederum den durchschnittlichen Einsparungen bio-basierter Polymere gegenüber petrochemischen Kunststoffen. Die Standardfehler dieser Werte sind in der Grafik als Antennen visualisiert.

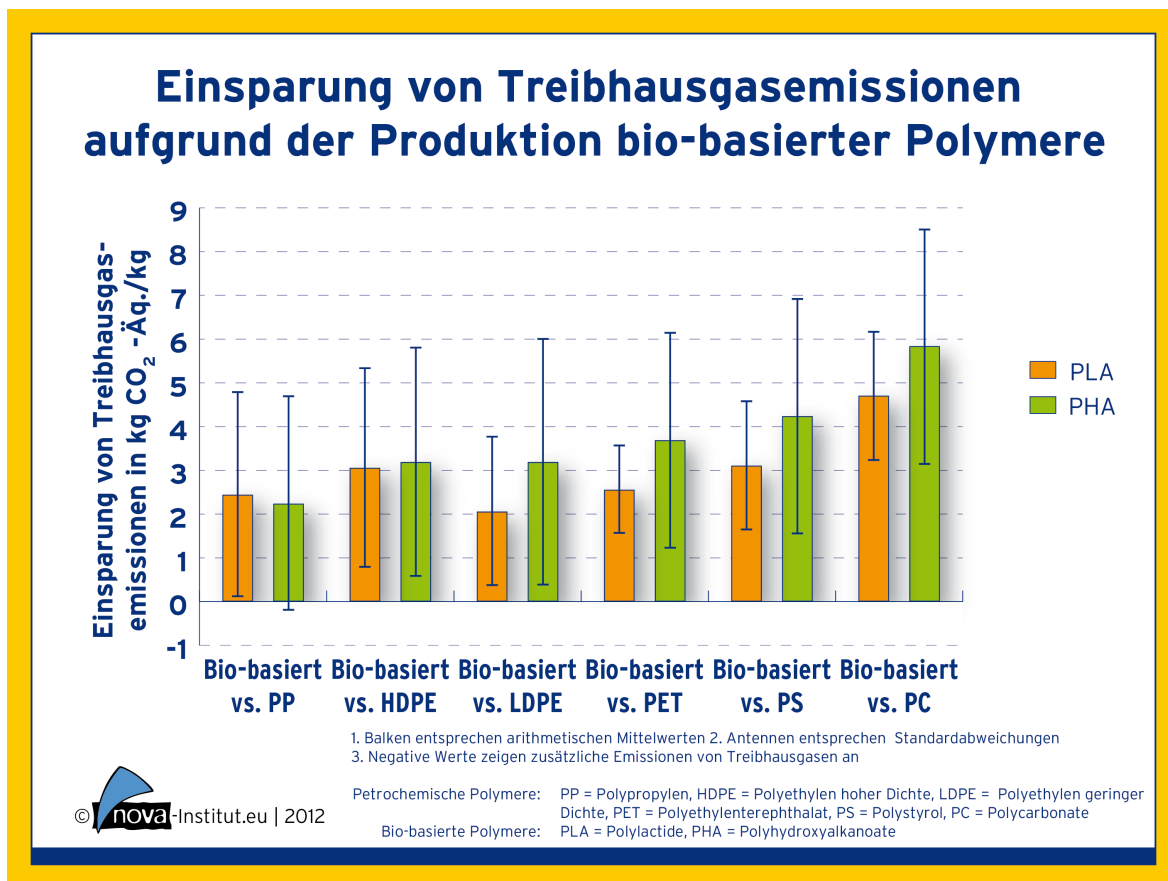


Abbildung 7: Einsparung von Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von PHA und PLA im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe

Aus Abbildung 7 geht hervor, dass die Herstellung bio-basierter Polymere in den überwiegenden Fällen im Vergleich zur Produktion petrochemischer Kunststoffe zu einer Einsparung an Treibhausgasemissionen führt. Die größte Einsparung an Treibhausgasemissionen tritt beim Vergleich zwischen bio-basierten Polymeren und PC auf. Für PLA beträgt das durchschnittliche Einsparpotenzial in diesem Fall 4,7 +/- 1,5 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff. Für PHA beträgt das durchschnittliche Einsparpotenzial in diesem Fall 5,8 +/- 2,7 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff.

Im Vergleich zu PET und PS sind bei der Herstellung von bio-basierten Polymeren noch deutliche Einsparungspotenziale im Rahmen zwischen 2,5 und 4,2 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff zu verzeichnen. Die geringsten Einsparpotenziale treten im Vergleich von bio-basierten Polymeren zu Polypropylen auf. PLA weist bei diesem Vergleich ein Einsparungspotenzial von 2,4 +/- 2,3 Kilogramm CO₂-Äquivalente pro Kilogramm Kunststoff auf. Das Einsparungspotenzial bei der Herstellung von PHA ist dagegen mit 2,2 +/- 2,5 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Kunststoff berechnet. Negative Werte im Bereich der Standardabweichung bedeuten in einem Fall, dass eine größere Menge an Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von PHA ausgestoßen wird als bei der Herstellung von PP.

5 Diskussion

Die Ergebnisse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere sind abhängig von verschiedenen Einflussfaktoren, die entlang des Lebensweges auftreten. Die Einflussfaktoren und deren Auswirkung auf die Ergebnisse in den untersuchten Studien werden in Kapitel 5.1 diskutiert. Weiterhin werden verschiedene Aspekte der Ökobilanz-Methodik in Kapitel 5.2 aufgegriffen, weil sie den maßgeblichen Rahmen für die Untersuchungsergebnisse setzen. Anschließend wird in Kapitel 5.3 die Bedeutung der Ergebnisse für den Biowerkstoff Proganic® diskutiert.

5.1 Lebenswegbetrachtung

Rohstoffbasis

Die Umweltwirkungen bio-basierter Produkte wie PLA und PHA sind abhängig von der zugrunde liegenden Rohstoffbasis. In der nachfolgenden Tabelle 12 ist als Beispiel eine Rangbildung der Rohstoffe aufgrund der spezifischen Treibhausgasemissionen bei der Produktion von PLA und PHA dargestellt.

Tabelle 12: Rangbildung der nachwachsenden Rohstoffe aufgrund der spezifischen Treibhausgasemissionen bei der Produktion von PLA und PHA

Rang	PLA Produktion		PHA Produktion	
	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg PLA)	Rohstoffbasis	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg PHA)	Rohstoffbasis
1	0,5	Zuckerrohr	-4,00	Mais
2	0,6	Weizenkorn	-2,30	Maiskorn
3	1,09	Zuckerrübe	-1,19	Maiskorn & Maisstroh
4	1,24	Maiskorn	-1,15	Maiskorn & Maisstroh
5	1,71	Weizenkorn	-0,77	Maiskorn
6	1,80	Maiskorn	0,26	Sojaöl
7	2,02	Maiskorn	0,45	Maiskorn
8	2,24	Zuckerrübe	0,49	Maiskorn
9	2,34	Weizenkorn	1,72	Maiskorn
10	2,38	Zuckerrübe	1,92	Maiskorn
11	nicht besetzt	nicht besetzt	1,96	Zuckerrohr
12	nicht besetzt	nicht besetzt	3,8	Mais

Im Fall der Herstellung von PLA werden in den analysierten Studien die nachwachsenden Rohstoffe Weizenkorn, Maiskorn, Zuckerrübe und Zuckerrohr als Ausgangsbasis für Fermentationsprozesse eingesetzt. Zuckerrohr weist dabei die geringste Menge an Treibhausgasemissionen und den geringsten Verbrauch an fossilen Ressourcen auf. Im Fall der Herstellung von PHA werden in den analysierten Studien die

nachwachsenden Rohstoffe Zuckerrohr, Zuckerrübe, Sojaöl und Maiskorn betrachtet. Darüber hinaus wird Maisstroh als zusätzlicher Rohstoff in einer der Studien berücksichtigt. Die Rohstoffbasis Mais weist bei der Produktion von PHA die geringste Menge an Treibhausgasemissionen und den geringsten Verbrauch an fossilen Ressourcen auf (vgl. Kapitel 4). Gleichzeitig ist Mais jedoch auch für die höchsten Treibhausgasemissionen verantwortlich. Neben dem nachwachsenden Rohstoff sind deshalb auch die weiteren Prozesse entlang des Lebensweges ein wesentlicher Faktor für die ökologischen Auswirkungen bio-basierter Kunststoffe (s. u.).

Es stellt sich somit die Frage, ob bestimmte nachwachsende Rohstoffe ökologische Vorteile bei der Produktion von PLA bzw. PHA bieten. Diese Frage kann auf Basis der vorliegenden Studie nicht abschließend beantwortet werden, weil die Datenbasis dafür zu schwach ist. Die Datenbasis für Ökobilanzen und Studien zur Umweltbewertung von bio-basierten Kunststoffen ist schwach (vgl. Kapitel 4.1), weil es bisher nur wenige kommerzielle Produktionsstandorte von bio-basierten Kunststoffen gibt und die wissenschaftliche Forschung erst seit einigen Jahren die Ökobilanzmethodik auf diesen Gebiet vorantreibt.

Erschließung neuer Rohstoffquellen

Neben den bisher diskutierten nachwachsenden Rohstoffen gibt es weitere Rohstoffquellen, die für die Produktion von PLA und PHA eingesetzt werden können, zum Beispiel stoffliche Nebenströme der Landwirtschaft. Dazu zählen unter anderem Weizenstroh, das beim Anbau von Weizen anfällt, und Bagasse, die faserigen Überreste von Zuckerrohr, die bei der Produktion von Zucker anfallen.

Nebenprodukte aus der Landwirtschaft werden als zusätzliche Rohstoffquelle bei der Herstellung von PLA in den betrachteten Studien nicht berücksichtigt. Bei der Herstellung von PHA ist die Erschließung einer neuen Rohstoffquelle in einer Studie analysiert worden. Yu & Chen (2008) stellen in ihrer Studie fest, dass die Nutzung von Black Syrup, einem Nebenprodukt bei der Herstellung von Bioethanol, als Rohstoffquelle bei der Herstellung von PHA zu einer Reduzierung der Treibhausgasemissionen und zu einer Einsparung fossiler Ressourcen führt. Dieses Beispiel macht die Vielseitigkeit von Rohstoffquellen deutlich, die zur Produktion von bio-basierten Kunststoffen eingesetzt werden können.

Landwirtschaftliche Praxis

Die landwirtschaftliche Praxis führt zu einer unterschiedlichen Ausprägung von Umweltwirkungen bei der Betrachtung unterschiedlicher nachwachsender Rohstoffe. Der Anbau von Weizen führt im Vergleich zum Anbau von Zuckerrüben als Rohstoffbasis zur Produktion von PLA in Großbritannien zu durchschnittlich 5 % weniger Treibhausgasemissionen (vgl. Tabelle 13). Die Anteile an den gesamten Treibhausgasemissionen unterscheidet sich darüber hinaus zwischen der Nutzung von Zuckerrüben und Weizen deutlich: Die weiteren Phasen entlang des Lebensweges (Transport, Verarbeitung, Fermentation, etc.) spielen demnach einen bedeutenderen, aber deutlich unterschiedlichen Faktor für die resultierenden Umweltbelastungen.

Tabelle 13: Vergleich der Treibhausgasemissionen beim Anbau von Zuckerrübe und Weizenkorn als Rohstoffbasis für die Produktion von PLA (vgl. Mortimer 2010)

Rohstoffbasis		Zuckerrübe	Weizenkorn
THG-Emissionen beim Anbau der nachwachsenden Rohstoffe (kg CO ₂ -Äq. / t PLA)	Treibstoffeinsatz	101	43
	Pflegemaßnahmen	56	21
	Einsatz an Stickstoffdünger	43	84
	N ₂ O Emissionen	39	75
	Sonstige Prozesse	22	27
Summe der Emissionen beim Anbau		261	249
Anteil an Gesamtemissionen in Prozent [%]		24	41

Transportprozesse

Der Verbrauch nicht erneuerbarer Energie und der Ausstoß an Treibhausgasen sind von Transportprozessen abhängig. Die bestimmenden Faktoren sind dabei die Transportdistanz und das Transportmittel. In den betrachteten Studien wurden allerdings keine oder nur unzulängliche Sensitivitätsanalysen der Transportprozesse durchgeführt, weil resultierende Umweltwirkungen nur einen geringen Beitrag zur gesamten Umweltbelastung der untersuchten Produktionsprozesse von PLA und PHA leisten. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über Emissionsfaktoren, die in der Studie von Mortimer et al. (2010) zur Berechnung der CO₂-Emissionen für unterschiedliche Transportprozesse genutzt worden sind.

Tabelle 14: Vergleich der Emissionsfaktoren für CO₂-Emissionen bei unterschiedlichen Transportprozessen (vgl. Mortimer 2010)

Transportprozess	Emissionsfaktor
Straßenverkehr	0,072 kg CO ₂ / t-km
Schienenverkehr	0,039 kg CO ₂ / t-km
Binnenschiffsverkehr	0,031 kg CO ₂ / t-km
Schiffsverkehr	0,008 kg CO ₂ / t-km

Produktionsprozesse und -Technologien

Petrochemische Kunststoffe haben im Vergleich zu bio-basierten Kunststoffen bereits eine lange Entwicklungszeit erfahren. Bousted (2005) berichtet, dass Polyethylen in Großbritannien bereits 1938 kommerziell hergestellt wird. Die heutigen Produktionsprozesse von Polyethylen sind deshalb im Vergleich zu den Produktionsprozessen von bio-basierten Kunststoffen technisch ausgereift und sehr effizient. Man kann jedoch davon ausgehen, dass die Lernkurve für effiziente Produktion von bio-basierten Kunststoffen in den kommenden Jahren steigen wird. In der folgenden Abbildung ist

die Entwicklung des Verbrauchs nicht erneuerbarer Energie am Beispiel der PLA Herstellung in drei aufeinanderfolgenden Publikationen von Vink et al. (2003, 2007, 2010) dargestellt. Anhand dieser Grafik wird deutlich, dass es bei der Produktion von PLA innerhalb eines Zeitraums von sieben Jahren zu einer Reduktion des fossilen Ressourcenverbrauchs um ca. 10 % gekommen ist, weitere Verbesserungen werden erwartet.

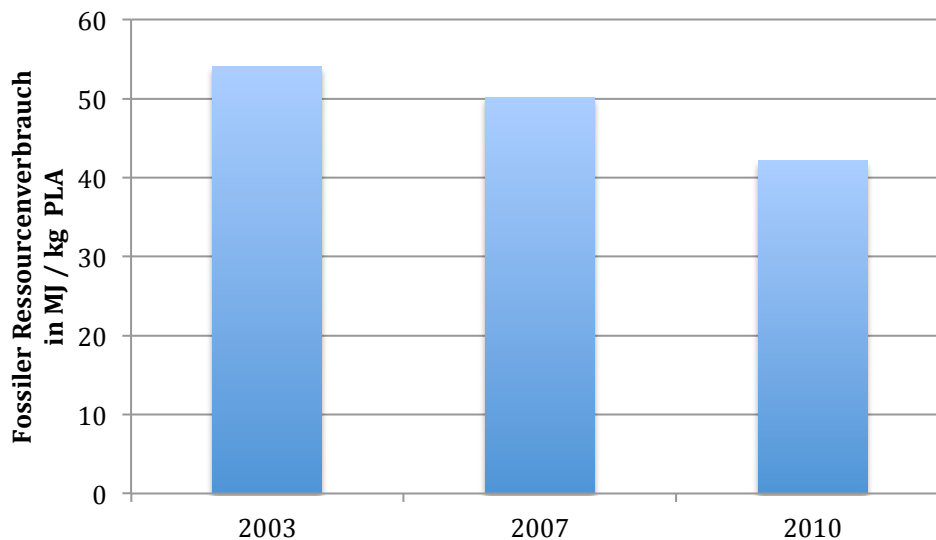


Abbildung 8: Entwicklung des Verbrauchs fossiler Ressourcen bei der Herstellung von PLA (vgl. Vink et al. 2003, 2007, 2010)

Nutzung landwirtschaftlicher Nebenströme zur Erzeugung von Prozessenergie

Durch die Nutzung landwirtschaftlicher Nebenströme zur Erzeugung von Prozessenergie (Wärme, Strom) können die Ökobilanzen bio-basierter Kunststoffe verbessert werden. Groot & Borén (2010) kommen zu dem Schluss, dass in einer durchschnittlichen thailändischen Zuckerfabrik etwa 55 Kilowattstunden Strom pro Tonne an Zuckerrohr erzeugt werden können, indem Bagasse als Brennstoff eingesetzt wird. Auf diese Weise können Gutschriften für den Strom aus erneuerbaren Energiequellen in der Ökobilanz berücksichtigt werden. Zu gleichen Ergebnissen kommen Kim & Dale (2005). Sie folgern in ihrer Studie, dass ein integriertes Produktionssystem, das sowohl eine stoffliche als auch eine energetische Verwendung der Nebenströme bei der Produktion von PHA vorsieht, im Vergleich zu einem herkömmlichen Referenzsystem zu einer Einsparung an Treibhausgasemissionen und zu einer Reduzierung des Verbrauchs nicht erneuerbarer Energie führt (vgl. Tabelle 15). Weiterhin kommen Kim & Dale (2008) zum Schluss, dass eine energetische Nutzung von Maisstroh zu einer Reduzierung des Verbrauchs fossiler Ressourcen und zu einer erheblichen Steigerung der Flächeneffizienz, d.h. die Steigerung der Produktionsrate von PHA je Hektar Anbaufläche, führt. Diese Ergebnisse sind in den zugrunde liegenden Studien der vorliegenden Arbeit bereits berücksichtigt.

Tabelle 15: Auswirkungen der Rohstoffbasis und der landwirtschaftlichen Nutzung auf das Treibhauspotenzial und den Verbrauch fossiler Ressourcen bei der Herstellung von PHA (vgl. Kim & Dale 2005)

Rohstoffbasis und landwirtschaftliche Praxis	Treibhauspotenzial (kg CO₂-Äq. / t PHA)	Fossiler Ressourcenverbrauch (MJ / kg PHA)
Maiskorn (Referenzsystem)	1,92	66,00
Maiskorn und Maisstroh (integrierte Nutzung)	-1,15	15,80
Auswirkung	160 % Reduktion	77 % Reduktion

5.2 Methodenbetrachtung

Wirkungskategorien

In der vorliegenden Meta-Analyse wurden aus den zugrunde liegenden Ökobilanz-Studien zwei Wirkungskategorien untersucht: Klimawandel und fossiler bzw. nicht-erneuerbarer Ressourcenverbrauch. Dieses Vorgehen ist der Aktualität und der Bedeutung der beiden Themen in der öffentlichen Debatte geschuldet. Es soll allerdings nicht darüber hinweg gesehen werden, dass mit Hilfe von Ökobilanzen zahlreiche andere Umweltwirkungen in verschiedenen Wirkungskategorien erfasst werden können (vgl. Abbildung 9). Dazu zählen unter anderem die terrestrische und aquatische Eutrophierung oder die Belastung durch Feinstaub. Unvorhersehbare Ereignisse oder Umweltkatastrophen zählen dagegen zu den Aspekten, die mit Hilfe der Ökobilanz-Methodik nicht erfassbar sind. Als Beispiel sollen an dieser Stelle Ereignisse dienen, die bei der Gewinnung von Erdöl auftreten können. Das sind unter anderem die Verseuchung von Wasser durch Leckagen bei Tiefseebohrungen oder die Verödung ganzer Landstriche bei dem Abbau von Ölsanden bzw. Ölschiefen.

Die Ergebnisse aktueller Studien zeigen, dass das Muster der Umweltwirkungen von bio-basierten Werkstoffen dem Muster der Umweltwirkungen bei der Erzeugung von Biokraftstoffen weitgehend entspricht. Das bedeutet, dass im Vergleich zu petrochemischen Pendanten in der Regel Treibhausgasemissionen eingespart werden und der Verbrauch fossiler Ressourcen reduziert wird. Gleichzeitig ist die Belastung in den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung in der Regel höher als bei petrochemischen Pendanten, weil durch den Anbau der nachwachsenden Rohstoffe ein erheblicher Nährstoffeintrag durch Düngemittel in den Boden verursacht wird. Die Produktion von bio-basierten Werkstoffen und Biokraftstoffen können darüber hinaus in den Wirkungskategorien Humantoxizität (toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub) und stratosphärischer Ozonabbau (Abbau der stratosphärischen Ozonschicht) eine höhere Umweltbelastung hervorrufen als ihre petrochemischen Pendanten. Die folgende Abbildung steht beispielhaft für die Unterschiedlichkeit ökologischer Auswirkungen in verschiedenen Umweltwirkungskategorien.

	15g Klappdeckelschalen aus Polystyrol (PS) vs. 15g Klappdeckelschalen aus Polylactidacid (PLA) in den Varianten:							
	PLAtoday ZRuebe_15g	PLAfuture ZRuebe_15g	PLAtoday Wstroh_15g	PLAfuture Wstroh_15g	PLAtoday Staerke_15g	PLAfuture Staerke_15g	PLAtoday Staerke_15g Var	PLAfuture Staerke_15g
sehr große ökologische Priorität								
Klimawandel	kein Unterschied	geringer	geringer	geringer	kein Unterschied	kein Unterschied	kein Unterschied	geringer
große ökologische Priorität								
fossiler Ressourcenverbrauch	geringer	geringer	geringer	geringer	kein Unterschied	geringer	geringer	geringer
Sommersmog	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer	geringer
Versauerungspotenzial	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied
terrestrische Eutrophierung	höher	höher	höher	kein Unterschied	höher	höher	höher	höher
Humantoxizität (Feinstaub PM10)	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied	höher	kein Unterschied
mittlere ökologische Priorität								
aquatische Eutrophierung	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher
ohne ökologische Priorität im Sinne einer Rangbildung								
Naturraumbedarf Ackerland	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher	höher

Abbildung 9: Ergebnisse einer Ökobilanzstudie in verschiedenen Umweltwirkungskategorien (vgl. Kauertz et al. 2011)

Allokationsmethoden

Die Zuordnung von über den Lebensweg auftretenden Umweltbelastungen bei Koppelproduktion, Recycling und Abfallentsorgung wird als Allokation bezeichnet. Diese Zuordnung ist notwendig, weil zum Beispiel die Umweltbelastung eines Produktionsprozesses mehrerer Produkte auf die jeweiligen Produkte in Ökobilanzen „gerecht“ aufgeteilt werden sollte. Dazu stehen verschiedene Allokationsmethoden bereit, die sich auf die Ergebnisse der Ökobilanz zum Teil erheblich auswirken. Anhand der folgenden Abbildung wird die Auswirkung der Allokationsmethode auf die Ergebnisse einer Ökobilanz bei der Produktion von PLA aus Zuckerrübe und Weizen dargestellt.

In Abbildung 10 sind die Ergebnisse einer Ökobilanz für die Herstellung von PLA aus Zuckerrübe und Weizenkorn aufgetragen. Bei den Berechnungen wurden drei verschiedene Allokationsmethoden genutzt: Allokation nach Preis, Allokation nach Masse und Allokation nach Energiegehalt. Es wird deutlich, dass sich die Ergebnisse je nach Methode um mehr als 70 % unterscheiden können. Bei der Allokation nach Masse und Energiegehalt ist der Unterschied zwischen Zuckerrübe und Weizenkorn besonders deutlich, weil beim Weizenkorn im Vergleich zur Zuckerrübe eine wesentlich größere Menge an Stroh anfällt auf die ein Teil der Umweltbelastung entfällt.

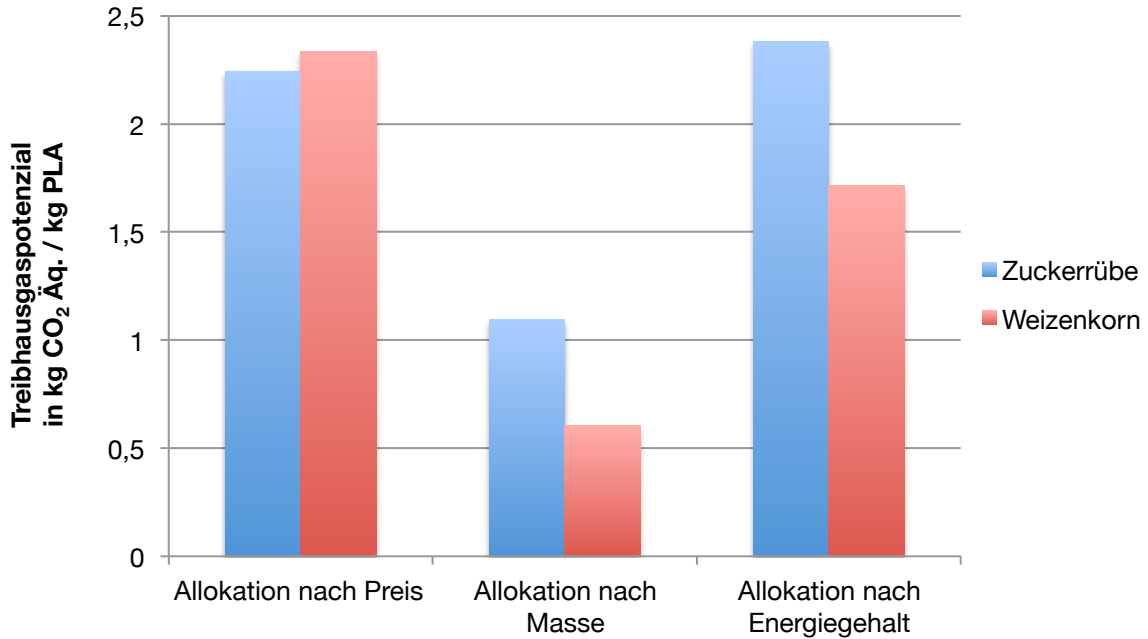


Abbildung 10: Auswirkung unterschiedlicher Allokationsmethoden auf die Ergebnisse einer Ökobilanz für die Herstellung von PLA aus Zuckerrübe und Weizenkorn (vgl. Mortimer et al. 2010)

CO₂-Speicherung in bio-basierten Produkten

Pflanzen betreiben Photosynthese: Durch die Nutzung von Sonnenenergie werden in diesem Prozess Wasser und Kohlenstoffdioxid zu Sauerstoff und Kohlenhydraten umgewandelt. Dabei wird der Atmosphäre das Treibhausgas Kohlenstoffdioxid entzogen und in den Pflanzen gespeichert. In allen betrachteten Studien wird dieser CO₂-Speichereffekt in der Berechnung der Ökobilanz berücksichtigt, indem dem eine Gutschrift für die Menge an gebundenem Kohlenstoff in der Pflanzensubstanz gegeben wird. In Abbildung 11 ist dieser Speichereffekt am Beispiel der Herstellung von PLA aus verschiedenen nachwachsenden Rohstoffen dargestellt.

Aus Abbildung 11 wird deutlich, dass in den Berechnungen der betrachteten Studien Gutschriften für die stoffliche Speicherung von CO₂ in Höhe von ca. 2 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm PLA berücksichtigt worden sind. Weiterhin ist an dieser Stelle anzumerken, dass die Produktion von PLA ohne die Berücksichtigung des CO₂-Speichereffekts weitaus höhere Treibhausgasemissionen hervorrufen würde und in diesem Fall geringere Einsparungen gegenüber der Produktion von petrochemischen Kunststoffen zu verzeichnen wären.

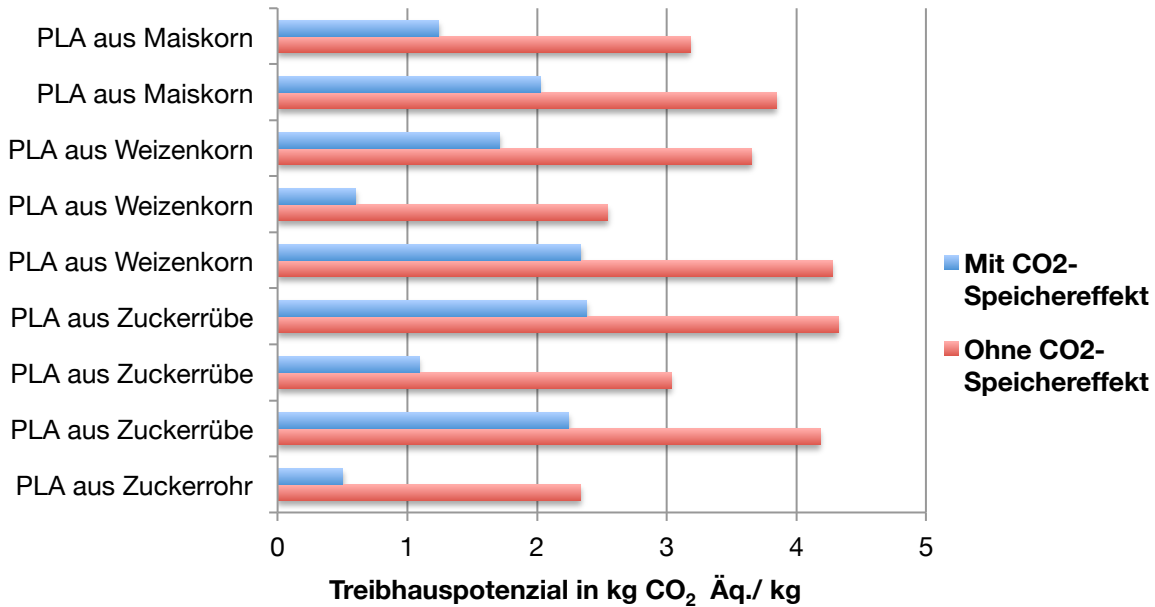


Abbildung 11: Auswirkung des CO₂-Speichereffekts auf die Treibhausgasbilanz bei der Herstellung von PLA

Der CO₂-Speichereffekt ist für die Betrachtung der Ökobilanz bio-basierter Kunststoffe von entscheidender Bedeutung. Letztendlich werden die Kohlenstoffatome in Abhängigkeit der Verwertungsoptionen bio-basierter Produkte nach unterschiedlichen Zeiten wieder freigesetzt und gelangen zurück in die Atmosphäre, zum Beispiel als CO₂ bei der thermischen Verwertung oder als CH₄ bei der aeroben Gärung. Derzeit wird in der wissenschaftlichen Forschung allerdings noch darüber diskutiert, ob und mit welchen Methoden eine zeitlich beschränkte CO₂-Speicherung in Ökobilanzen bio-basierter Produkte berücksichtigt werden sollte.

Anwendungsphase und End-of-life management

Bei den analysierten Studien handelt es sich ausschließlich um „cradle-to-gate“-Studien, d.h. die Umweltbelastung der Kunststoffe wird vom Anbau der nachwachsenden Rohstoffe bis zu deren Fertigung in der Produktion der Granulate, also von der Wiege bis zum Werkstor betrachtet. Das bedeutet, dass alle Studienergebnisse für PLA und PHA bzw. deren petrochemischen Pendanten gelten, ohne deren Anwendungsphase, deren Weiterverwendung oder deren Beseitigung zu berücksichtigen. Nur eine Studie von Groot & Borén (2010) befasst sich mit dieser Thematik. In dieser Studie werden als mögliche Optionen für das Lebensende der Produkte (end-of-life, EOL) die Deponierung, die thermische Verwertung, die anaerobe Vergärung, die Kompostierung, sowie verschiedene Recyclingformen diskutiert. Die Ergebnisse bleiben allerdings nur auf einem qualitativen Niveau. Bei der qualitativen Bewertung schließt die thermische Verwertung von PLA beispielsweise gegenüber dem Recycling besser ab, weil bei der Sammlung, dem Transport und der Wiederaufbereitung des Recyclingprozesses große Mengen an Treibhausgasemissionen anfallen.

Landnutzungsänderungen und Kohlendstoffdynamik im Ackerbau

In keiner der betrachteten Studien wurden Umwelteffekte aufgrund von direkten oder indirekten Landnutzungsänderungen (*direct or indirect land-use change*, LUC/ILUC) berücksichtigt. Kim & Dale (2008) sind die einzigen Autoren, die in ihren

Ergebnissen die Kohlenstoffdynamik im Ackerboden berücksichtigen und mit Hilfe eines Modells berechnen. In dieser Hinsicht besteht in Zukunft ein erheblicher Bedarf zur Weiterentwicklung der Ökobilanz-Methodik.

Substitutionseffekte

Durch die Substitution von petrochemischen Kunststoffen mit bio-basierten Kunststoffen können ökologische Vorteile erzielt werden. Entscheidend für die Bewertung von Substitutionseffekten ist das Verhältnis, mit dem der eingesetzte bio-basierte Kunststoff sein fossiles Pendant in einem Produkt substituiert. Wenn so zum Beispiel eine größere Menge an bio-basiertem Kunststoff für die Herstellung des anvisierten Produktes eingesetzt werden muss, dann kann der Nettoeffekt dieser Substitution negativ ausfallen, d.h. es werden mehr Treibhausgasemissionen freigesetzt als eingespart. Eine Bewertung der Substitutionseffekte ist auf Basis dieser Meta-Analyse nicht möglich, weil aus den bio-basierten Kunststoffen eine Vielzahl von Produkten hergestellt werden kann. Eine genaue Betrachtung der Substitutionseffekte ist deshalb nur auf Basis von produktbezogenen Ökobilanzen möglich. In einer Studie von Kauertz et al. (2011) wurde auf diese Weise zum Beispiel festgestellt, dass die Herstellung einer Verpackung für Joghurt aus PLA gegenüber der Herstellung aus Polystyrol (PS) den Ausstoß von Treibhausgasen um 25 % reduziert.

5.3 Bedeutung der Ergebnisse für Proganic®

Welche Bedeutung haben diese Ergebnisse für Proganic®? Hinsichtlich dieser Frage ist eine einfache Modellberechnung vorgenommen worden, um die Umweltbelastung von Proganic® abzuschätzen. Zunächst wurde dazu die Zusammensetzung von Proganic® betrachtet, die Inhaltsstoffe und deren Gewichtsanteil ermittelt. Anschließend wurde die Umweltbelastung der Inhaltsstoffe recherchiert. Weiterhin treten Umwelteffekte durch Transportprozesse sowie durch die Compoundierung der Inhaltsstoffe auf. Für beide Prozessschritte wurde dementsprechend die Umweltbelastung ermittelt. Folgende Annahmen wurden den Modellberechnungen zugrunde gelegt:

- Der Werkstoff Proganic® besteht aus den Materialien PLA, PHB, Mineralien und Carnaubawachs.
- Die Treibhausgasemissionen und der Verbrauch von fossilen Ressourcen bei der Herstellung von Proganic® sind maßgeblich von den Komponenten PLA und PHB bestimmt. Für die Modellberechnung wurden in beiden Wirkungskategorien die zugrunde liegenden Werte von NatureWorks LLC und Metabolix Inc. genutzt (vgl. Kapitel 4.1).
- Für die Mineralien wird ein Treibhauspotenzial von 75 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm Mineral angenommen (Information des Herstellers). Von Carnaubawachs mit dem kleinsten Masseanteil sind keine relevanten Einflüsse zu erwarten.
- Der Compoundierprozess fügt nur geringe zusätzliche Lasten durch die benötigte Prozessenergie hinzu. Für die Energiebereitstellung wurde ein Wert von 300 Kilowattstunden pro Tonne Proganic® vom Hersteller bereitgestellt. Als CO₂-Emissionsfaktor für den Deutschen Strommix wurde ein Wert von 563

Gramm CO₂ pro Kilowattstunde für das Bezugsjahr 2010 herangezogen (vgl. UBA 2011).

- Für den Transport der Inhaltsstoffe zur Compoundierung wurde der einfache Transportweg angenommen. Die Transportdistanz beträgt 680 Kilometer. Als Transportmittel wurde ein LKW mit einem Emissionsfaktor von 0,07 Kilogramm CO₂-Äquivalenten und einem spezifischen Verbrauch von 11,51 Megajoule pro Kilometer Fahrstrecke angenommen. Außerdem wird davon ausgegangen, dass der Schiffstransport im Vergleich zum LKW-Transport einen vernachlässigbaren Einfluss hat.

Die folgende Grafik stellt die Ergebnisse der Modellberechnungen für die Emissionen von Treibhausgasen graphisch dar.

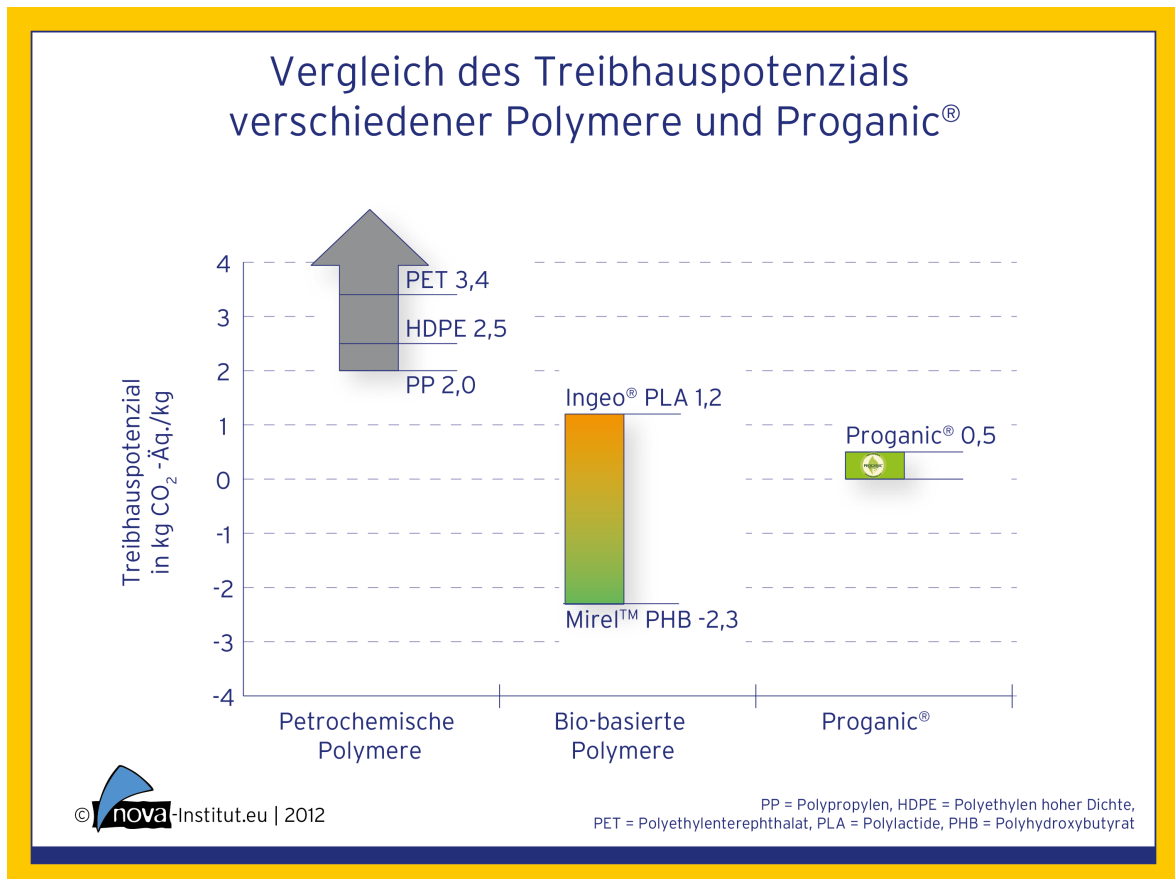


Abbildung 12: Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Proganic® im Vergleich zu bio-basierten und petrochemischen Polymeren

Bei der Berechnung des Treibhauspotenzials von Proganic® wurde ein Wert von 0,5 Kilogramm CO₂-Äquivalenten pro Kilogramm des Biowerkstoffes ermittelt. Der Verbrauch von fossilen Ressourcen wurde mit 27 Megajoule pro Kilogramm Proganic® berechnet. Die Beiträge des Transportprozesses, der Inhaltsstoffe sowie der Compoundierung sind in Tabelle 16 abgebildet.

Tabelle 16: Ergebnisse einer Modellberechnung der Umweltwirkungen des Biowerkstoffes Proganic®

Betrachtete Aspekte	Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq./ kg Proganic®)	Fossiler Ressourcenverbrauch (MJ / kg Proganic®)
Beitrag Transportprozess	0,002	0,28
Beitrag Inhaltsstoffe		
PLA	0,744	25,26
PHA	-0,460	0,50
Mineralien	0,011	Keine Angaben vorhanden
Beitrag Compoundierung	0,169	0,90
Summe	0,455	26,93

Trägt man diese Ergebnisse in die Darstellung der Umweltbelastung ein, die von der Produktion bio-basierter Polymere (PLA, PHA) und der Produktion petrochemischer Kunststoffe (PE, PP, PET, PS, PC) ausgeht, dann weist der Biowerkstoff Proganic® ökologische Vorteile in den beiden betrachteten Wirkungskategorien auf (vgl. Abbildung 13).

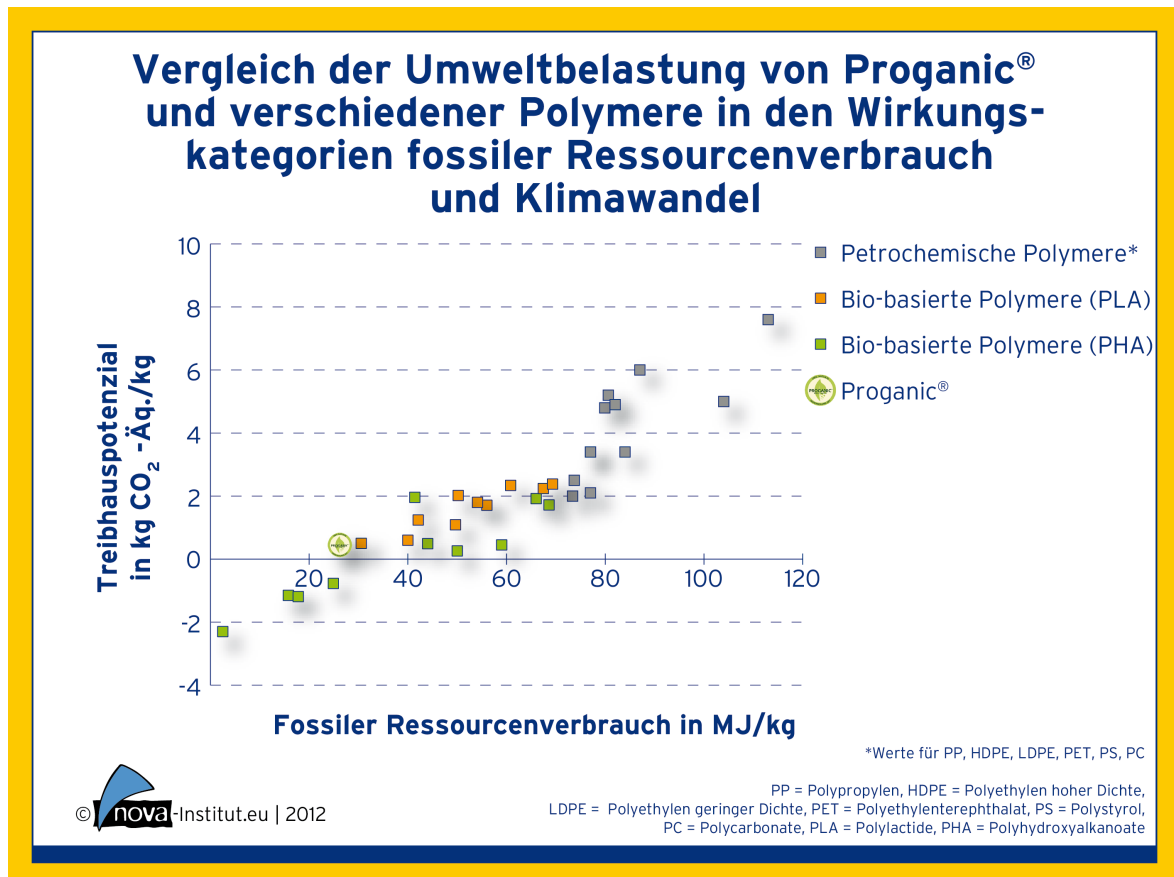


Abbildung 13: Umweltbelastung bei der Herstellung von Proganic® im Vergleich zu bio-basierten und petrochemischen Polymeren in den Wirkungskategorien fossiler Ressourcenverbrauch und Klimawandel

Wenn die Herstellung von PLA und PHB im Vergleich zur Herstellung petrochemischer Kunststoffe zu geringeren Treibhausgasemissionen und geringerem Verbrauch fossiler Ressourcen führt, so ist dies unter Berücksichtigung der oben genannten Annahmen auch für Proganic® selbst zu erwarten.

In der folgenden Grafik ist der Vergleich der Umweltwirkungen verschiedener Polymere und Proganic® in den Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch nochmals vereinfacht dargestellt.

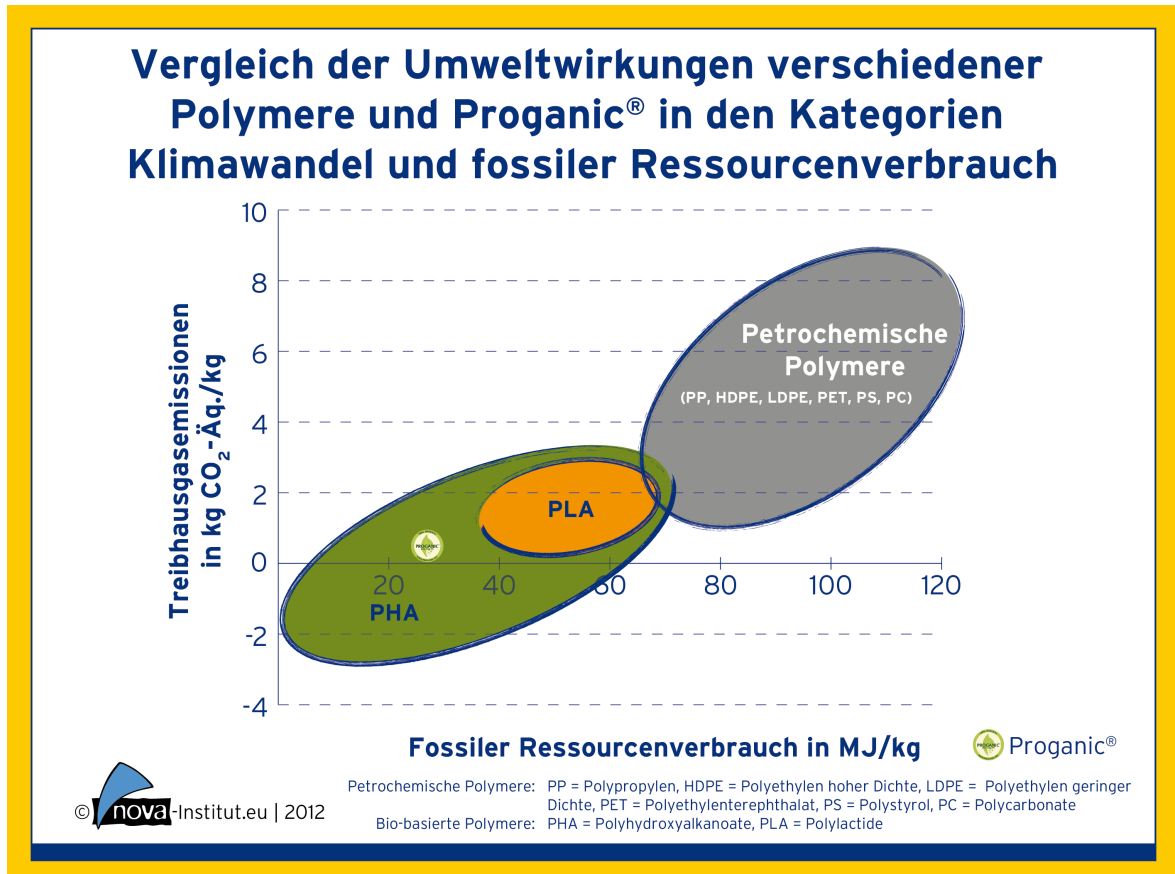


Abbildung 14: Vergleich der Umweltwirkungen verschiedener Polymere und Proganic® in den Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch

6 Fazit

Die Herstellung bio-basierter Polymere bietet ökologische Vorteile gegenüber der Herstellung petrochemischer Kunststoffe: Der Ausstoß an Treibhausgasen und ebenso der Verbrauch fossiler Ressourcen werden verringert. Bei einer Substitution von petrochemischen Kunststoffen mit bio-basierten Kunststoffen kommt es dadurch zu positiven Effekten in den Wirkungskategorien Klimawandel und fossiler Ressourcenverbrauch – zwei Kriterien, die in der aktuellen politischen und öffentlichen Diskussion eine zentrale Rolle spielen.

Betrachtet man weitere Wirkungskategorien, so können auch ökologische Nachteile bei der Herstellung bio-basierter Polymere auftreten – wie es bei jeglicher industriellen Nutzung von Biomasse allein schon durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe unvermeidbar ist.

Compounds aus den bio-basierten Polymeren PLA und PHA können unter den Voraussetzungen, dass zusätzliche Prozess-Schritte (Transport, Compoundierung, etc.) sowie zusätzliche Inhaltsstoffe keine erheblichen Umweltbelastungen hervorrufen, ökologische Vorteile gegenüber petrochemischen Kunststoffen besitzen. Am Beispiel von Proganic® wurde dargestellt, dass die Produktion dieses Biowerkstoffes zur Reduktion von Treibhausgasemissionen beiträgt und zur Einsparung von fossilen Ressourcen führt.

Petrochemische Kunststoffe haben im Vergleich zu bio-basierten Kunststoffen bereits eine lange Entwicklungszeit erfahren. Aus diesem Grund kann man davon ausgehen, dass die Lernkurve für eine effiziente Produktion von bio-basierten Polymeren in den kommenden Jahren im gleichen Maße steigen wird, wie der Wachstum des Biokunststoffmarktes angenommen wird.

Damit einhergehend steigt der Forschungsbedarf, insbesondere der Bedarf zur Weiterentwicklung von Methoden zur Bewertung der Umweltbelastung bio-basierter Polymere. Neben der Entwicklung von Standards zur Berücksichtigung der temporären Speicherung von Kohlenstoff in bio-basierten Produkten besteht ein Wissensdefizit hinsichtlich der Auswirkung indirekter Landnutzungsänderungen sowie der Kohlenstoffdynamik auf landwirtschaftlichen Flächen. Sensitivitätsanalysen und dynamische Modelle können einen positiven Beitrag zur Weiterentwicklung der bestehenden Methoden leisten.

Anhand der Ergebnisse der Meta-Analyse von Ökobilanzen kann geschlossen werden, dass die Umweltbelastung bio-basierter Polymere auch von der jeweiligen nachwachsenden Rohstoffbasis abhängig ist. Die Frage, welche nachwachsenden Rohstoffe die geringste Umweltbelastung hervorrufen, kann jedoch aufgrund der geringen Datenbasis nicht abschließend beantwortet werden.

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass die Nutzung von Nebenprodukten die Flächeneffizienz und damit die Ökobilanz bio-basierter Polymere verbessert. Die Nutzung von landwirtschaftlichen Nebenprodukten (z. B. Maisstroh, Zuckerrohrbagasse, etc.) zur Erzeugung von Prozessenergie (Wärme, Strom) verbessert dabei ebenso die Ökobilanz, wie deren Nutzung als zusätzliche Rohstoffquelle (*2nd generation biopolymers*).

Literatur

- Akiyama, M., Tsuge, T., & Doi, Y. (2003). Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. *Polymer Degradation and Stability*, 80(1), 183-194.
- Bos, H.; Conijn, S.; Corré, W. Meesters, K. & M. Patel (2011): Accounting for the constrained availability of land: A comparison of bio-based ethanol, polyethylene and PLA with regard to non-renewable energy use and land use. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*, article in review
- Bousted, I. (2005): Eco-profiles of the European Plastics Industry: Polypropylene (PP). A report for PlasticsEurope. Brussels, Belgium.
- Bousted, I. (2000): Eco-profiles of plastics and related intermediates (about 55 products). Prepared for the Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME). Brussels, Belgium.
- Boyd, S.B. (2011): Bio-based versus conventional plastics for electronics housings: LCA Literature Review. University of California, Berkeley, USA.
- Detzel, A. & M. Krüger (2006): Life cycle assessment of Polylactide (PLA). IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg, Deutschland.
- Frischknecht, R. & P. Suter (1996): Ökoinventare von Energiesystemen, 3rd ed. ETH-ESU. Schweiz.
- Gerngross, T.U. (1999): Can biotechnology move us toward a sustainable society? *Nature Biotechnology*, 17, 541-544.
- Gerngross, T. U., & Slater, S. C. (2000). How green are green plastics? *Scientific American*, 283(2), 37-41.
- Groot, W.J. & T. Borén (2010): Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 970-984.
- Harding, K. G., Dennis, J. S., von Blottnitz, H., & Harrison, S. T. L. (2007): Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of Biotechnology*, 130(1), 57-66.
- Hermann, B.G.; Blok, K. & M. Patel (2010): Twisting biomaterials around your little finger: environmental impacts of bio-based wrappings. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 346-358.
- Heyde, M. (1997): Ecological considerations on the use and production of biosynthetic and synthetic biodegradable polymers. *Polymer Degradation and Stability* 59, 3-6.
- Hisun (2006): *Life Cycle Assessment of Polylactide*: Presentation of Zhejiang Hisun Biomaterials Co. Ltd., China.
- IPCC (2001): Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D.J.; Noguer, M.; van der Linden, P.J.; Dai, X.; Maskell, K. & C.A. Johnson (Eds.): *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Published for IPCC, Cambridge University Press, Cambridge.
- Kauertz, B.; Detzel, A. & S. Volz (2011): Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid. IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg, Deutschland.
- Kim, S., & Dale, B. E. (2005): Life cycle assessment study of biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) derived from no-tilled corn. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(3), 200-210.
- Kim, S., & Dale, B. E. (2008): Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: A life cycle perspective. *Environmental Science and Technology*, 42(20), 7690-7695.
- Klöppfer, W. & B. Grahl (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.

- Kurdikar, D., Fournet, L., Slater, S. C., Paster, M., Gruys, K. J., Gerngross, T. U., et al. (2001): Greenhouse gas profile of a plastic material derived from a genetically modified plant. *Journal of Industrial Ecology*, 4(3), 107-122.
- Landis, A., Miller, S., Theis, T. (2007). Life cycle of the corn-soybean agroecosystem for biobased production. *Environmental Sciences and Technology*, 41 (4), 1457-1464.
- Luck, 1996: Feasibility-Studie Polyhydroxyfettsäuren – Kurzdarstellung der Ergebnisse, Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, München, Deutschland.
- Madival, S.; Auras, R.; Singh, S.P. & R. Narayan (2009): Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production* 17, 1183-1194.
- Meiß, K.-M., Eisenberg, W., & Gustrau-Wissing, M. (2003): *Implementationsstudie zur biotechnologischen Produktion von Biopolymeren unter Einsatz digitaler Modelle auf der Basis nachwachsender Rohstoffe und organischer Abfälle*: Forschungsbericht 200 66 302, Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, Deutschland.
- Mortimer, N.D.; Evans, A.K.F.; Ashley, C.; Hatto, V.L.; Shaw, C.; Whittaker, C. & A.J. Hunter (2010): LCA Workbooks for a Selection of Major Renewable Chemicals. National Non-Food Crops Centre (NNFCC), York, United Kingdom.
- Narayan, R. & M. Patel (2002): Review and Analysis of Bio-based Product LCA's. Available on: <http://www3.abe.iastate.edu/biobased/LCAreview.pdf>
- Patel, M., Bastioli, C., Marini, L., & Würdinger, E. (2005). *Life-cycle Assessment of Bio-based Polymers and Natural Fiber Composites*. Biopolymers Online.
- Patel, M., Crank, M., Dornburg, V., Hermann, B., & Roes, L. (2006): *Medium and long-term opportunities and risks of the biotechnological production of bulk chemicals from renewable resources - The potential of White Biotechnology (The BREW Project)*: Utrecht University, Netherlands.
- PURAC (2010): LCA for PLLA based on sugar cane. *Bioplastics Magazine* 5, 36-38.
- Tabone, M. D., Cregg, J. J., Beckman, E. J., & Landis, A. E. (2010). Sustainability metrics: Life cycle assessment and green design in polymers. *Environmental Science and Technology*, 44(21), 8264-8269.
- Vink, E. T. H.; Davies, S. & J. J. Kolstad (2010): The eco-profile for current Ingeo® polylactide production. *Industrial Biotechnology*, 6(4), 212-224.
- Vink, E. T. H.; Glassner, D. A.; Kolstad, J. J.; Wooley, R. J. & R. P. O'Connor (2007): The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production. *Industrial Biotechnology*, 3(1), 58-81.
- Vink, E. T. H.; Rábago, K. R.; Glassner, D. A. & P. R. Gruber (2003). Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability*, 80(3), 403-419.
- Widheden, J. & J. Noordegraaf (2011): A Comparative Life Cycle Assessment of Building Insulation Products made of BIOFOAM®, EPS Foam, Polyurethane Foam and Rock Wool. Final Report Prepared for Synbra Technology by AkzoNobel Sustainable Development Group.
- Yu, J., & Chen, L. X. L. (2008). The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastics from cradle to gate of a biomass refinery. *Environmental Science and Technology*, 42(18), 6961-6966.